



INSTITUTO POLITÉCNICO
DE VIANA DO CASTELO

João Carlos de Almeida Capitão

EFEITO DE CORRETIVOS ORGÂNICOS DE
RESÍDUOS VINÍCOLAS COM DIFERENTES TEMPOS
DE COMPOSTAGEM NA CULTURA DE ALFACE

Mestrado em Agricultura Biológica

Trabalho efetuado sob a orientação de:

Professor Doutor Luís Miguel Cortêz Mesquita de Brito

Novembro de 2020

As doutrinas expressas neste
trabalho são da exclusiva
responsabilidade do autor.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT.....	v
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	vi
LISTAS DE QUADROS	vii
LISTA DE FIGURAS	vii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Enquadramento.....	1
1.2. Fertilidade do solo	2
1.2.1. Matéria orgânica do solo	3
1.2.2. Corretivos agrícolas	4
1.3. Compostagem	5
1.3.1. Compostagem; definição e objetivos	5
1.3.2. Materiais adequados para a compostagem.....	6
1.4. Composto	7
1.4.1. Aplicação de compostos aos solos.....	8
1.4.2. Avaliação da qualidade do composto	8
1.4.3. Maturação de um composto	9
1.4.4. Composto de engajo vinícola	10
1.5. Dinâmica do azoto no solo	11
1.5.1. Mineralização do azoto	12
1.5.2. Perdas de azoto	13
1.5.3. Volatilização de amoníaco	14
1.5.4. Lixiviação	14
1.6. A cultura da alface	15
1.6.1. Classificação botânica e origem da Alface	15
1.6.2. Morfologia da planta	16
1.6.3. Ciclo vegetativo e cultural	17
1.6.4. Condições climáticas.....	17
1.6.5. Necessidades da cultura	17
1.7. Objetivos do trabalho	18
2. MATERIAIS E MÉTODOS	19
2.1. Localização do ensaio	19
2.2. Delineamento experimental.....	19

2.3.	Ensaio de alface	19
2.3.1.	Instalação da cultura	19
2.3.2.	Preparação dos vasos e transplantação.....	20
2.4.	Compostagem de lamas e engaço provenientes da vinificação na RDD	22
2.5.	Rega.....	22
2.6.	Controlo de infestantes	22
2.7.	Análises do solo	23
2.7.1.	Colheita amostras de solo	23
2.7.2.	Valor de pH e condutividade elétrica.....	23
2.7.3.	Teor de matéria seca (MS).....	23
2.7.4.	Teor de matéria orgânica (MO)	23
2.7.5.	Determinação do teor de azoto Kjeldahl	23
2.7.6.	Determinação do P_2O_5 e K_2O	24
2.8.	Análise dos compostados	25
2.8.1.	Determinação dos teores totais de azoto e fósforo.....	25
2.8.2.	Determinação do teor de potássio, cálcio e magnésio	25
2.9.	Colheita e análise das alfaces	26
2.9.1.	Colheita das amostras de alface	26
2.9.2.	Análise dos teores de nutrientes nas alfaces	26
2.10.	Análise estatística	26
3.	RESULTADOS	27
3.1.	Características dos compostados	27
3.2.	Peso fresco e seco das folhas e das raízes da alface.....	28
3.3.	Teores e acumulação de nutrientes nas folhas de alface	31
4.	DISCUSSÃO	36
4.1.	Características do solo e dos compostados	36
4.2.	Efeito das doses crescentes dos compostados no peso fresco da alface	37
4.3.	Teor e acumulação de nutrientes na cultura de alface.....	39
5.	CONCLUSÕES.....	41
6.	BIBLIOGRAFIA.....	42

AGRADECIMENTOS

Este estudo não é apenas resultado de um empenho individual, mas sim de um conjunto de esforços que o tornaram possível e sem os quais teria sido muito mais difícil chegar ao fim desta etapa, que representa um importante marco na minha vida pessoal e profissional. Desta forma, manifesto a minha gratidão a todos os que estiveram presentes nos momentos de angústia, de ansiedade, de insegurança, de exaustão e de satisfação.

Agradeço em primeiro lugar ao Instituto Politécnico de Viana do Castelo - Escola Superior Agrária, e a todos os docentes do Mestrado de Agricultura Biológica. em especial ao professor doutor Luís Miguel Cortêz Mesquita de Brito, meu orientador, pela disponibilidade, compreensão e apoio dado durante este percurso.

Aos Serviços Analíticos da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, em especial ao Eng.º Virgílio Peixoto e às suas colaboradoras, pela preciosa ajuda na realização de todos os trabalhos laboratoriais, bem como na obtenção dos valores analíticos.

Aos meus amigos que sempre estiveram comigo, quer nos bons e nos maus momentos, e me ajudaram para a concretização deste trabalho.

Agradeço, por último, à minha família pelo apoio e incentivo demonstrado durante todo o meu percurso académico, por toda a força e apoio que me transmitiram.

RESUMO

A atividade vinícola é responsável pela produção de subprodutos como os engaços e as lamas do tratamento das águas residuais das operações de vinificação. O objetivo deste trabalho consistiu na avaliação do efeito de compostados destes subprodutos, com diferentes tempos de compostagem, na cultura da alface. O delineamento dos ensaios em vasos incluiu oito tratamentos e quatro blocos. Os compostados resultaram de duas pilhas de compostagem distintas, uma com 4500 kg de lamas e 1500 kg de engaço e outra com 1500 kg de lamas e 1500 kg de engaço. O ensaio foi repetido três vezes, sendo a diferença entre cada ensaio o tempo de compostagem (1, 3 e 5 meses) dos compostados. Os tratamentos consistiram em 3 doses crescentes (equivalentes a 1, 2 e 4 t ha⁻¹) de cada compostado, um tratamento com aplicação de adubo mineral azotado na dose de 100 kg N ha⁻¹ e um tratamento controlo sem qualquer fertilizante. No primeiro ensaio, com os compostados menos maturados, a produção com N mineral foi superior à verificada com os compostados sem que se verificassem aumentos significativos de produção entre os tratamentos com compostados e o tratamento controlo. No segundo ensaio, a produção com compostados foi já semelhante à produção com N mineral, sendo significativamente superior com a dose mais elevada do compostado com maior quantidade de lamas, em comparação com o controlo. No terceiro ensaio, com os compostados mais maturados, a produção foi superior com qualquer dos compostados, em comparação com os tratamentos controlo e com N mineral. Considerando as médias dos três ensaios, verificou-se um aumento consistente de produção com as doses crescentes do compostado com mais lamas, o que não se verificou com o outro compostado. Concluiu-se que estes compostados podem ser recomendados para aumentar a produtividade de culturas hortícolas como a alface, designadamente em produção biológica, mas devem ser compostados por um período mínimo de 3 a 5 meses e com uma proporção de lamas superior à dos engaços.

Palavras-chave: Maturação dos compostados, lamas, azoto, engaços.

ABSTRACT

The wine activity is responsible for the production of by-products such as stalks and sludges from the treatment of waste water from winemaking operations. The objective of this work was to evaluate the effect of compost from these by-products, with different composting periods, on lettuce. The design of the pot trials included eight treatments and four blocks. The compost resulted from two different compost piles, one with 4500 kg of sludge and 1500 kg of stalk and the other with 1500 kg of sludge and 1500 kg of stalk. The difference between the three trials consisted on the stabilization of the compost based on composting time (1, 3 and 5 months). The treatments consisted of 3 increasing rates (equivalent to 1, 2 and 4 t ha⁻¹) of each compost, a treatment with application of nitrogen fertilizer at a rate of 100 kg N ha⁻¹ and a control treatment without any fertilizer. In the first trial, with fresh compost, lettuce growth increased with mineral N compared to that found with compost, without significant yield increases between composting treatments and the control treatment. In the second trial, the production with compost was already similar to the production with mineral N, being significantly higher with the highest rate of the compost with higher amount of sludge, compared to the control. In the third trial, with the most mature compost, lettuce yield increased with all composts, compared to the control treatments and with mineral N. Considering the average of the three trials, there was a consistent increase in lettuce yield with increasing rates of the compost with more sludge, which was not found with the other compost. It was concluded that these compost can be recommended to increase the productivity of horticultural crops such as lettuce, namely in organic production, but they must be composted for a minimum period of 3 to 5 months and with a higher proportion of sludge than the stalks.

Keywords: Compost maturation, sludge, nitrogen, grape stalks.

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

°C - Graus celsius

C – Carbono

C/N - Razão carbono / azoto

Ca – Cálcio

CaCO₃ – Carbonato de cálcio

CE - Condutividade elétrica

CO₂- Dióxido de carbono

dS m⁻¹ - deciSiemens por metro

ha - Hectares

K – Potássio

K₂O - Oxido de potássio

kg - Quilogramas

Mg – Magnésio

MS - Matéria seca

N - Azoto

NH₄⁺ - Ião amónio

NO₃⁻ - Ião nitrato

P – Fósforo

P₂O₅ - Pentóxido de fósforo

PEAD - Polietileno de alta densidade

S - Enxofre

p:p - Peso por peso

pH - Potencial de hidrogénio

RDD – Região Demarcada do Douro

t ha⁻¹ – Toneladas por hectare

Var. – Variedade

LISTAS DE QUADROS

Quadro 1.1 - Composição da alface (valores para 100g de alface).....	16
Quadro 3.2 - Características dos compostados de resíduos da atividade vinícola com diferentes tempos de compostagem (1, 3 e 5 meses).....	27

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Plantas jovens de alface da variedade madie, comercializada em mottes pelo Viveiro Hortícola do Norte.....	20
Figura 2.2 - a) Esquema de disposição dos vasos com o respetivo peso de compostado incorporado; b) Pormenor de plantação.....	21
Figura 3.3 - Peso fresco da alface produzida sem fertilização (T0), com adubo mineral azotado (N100, 100 kg de N ha ⁻¹), e doses crescentes (10, 20 e 40 t ha ⁻¹) de compostado de lamas da vinicultura e engaço de uva, com 1, 3 e 5 meses de compostagem. Traços por cima das barras representam o valor do desvio padrão da média, letras diferentes por cima das barras representam médias significativamente diferentes (p <0,05).....	29
Figura 3.4 - Peso fresco e seco da alface (folhas e raízes) produzida sem fertilização (T0), com adubo mineral azotado (N100, 100 kg de N ha ⁻¹), e doses crescentes (10, 20 e 40 t ha ⁻¹) de compostado de lamas da vinicultura e engaço de uva (média do peso das alfaces produzidas com compostado com 1, 3 e 5 meses de compostagem). Traços por cima das barras representam o valor do desvio padrão da média, letras diferentes por cima das barras representam médias significativamente diferentes (p <0,05).....	30
Figura 3.5 - Concentração de azoto nas folhas de alface (g kg ⁻¹) nas diferentes plantações. Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas (p <0,05) entre as médias dos respetivos tratamentos.....	31
Figura 3.6 - Concentração de azoto nas folhas de alface (g kg ⁻¹). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas (p <0,05) entre as médias dos respetivos tratamentos.....	32

Figura 3.7 - Concentração de potássio nas folhas de alface (g kg^{-1}). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.....	33
Figura 3.8 - Concentração de fósforo nas folhas de alface (g kg^{-1}). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.....	34
Figura 3.9 Concentração de cálcio nas folhas de alface (g kg^{-1}). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.....	34
Figura 3.10 - Concentração de magnésio nas folhas de alface (g kg^{-1}). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.....	35

1. INTRODUÇÃO

1.1. Enquadramento

A agricultura biológica é um sistema de produção que se baseia na sustentabilidade da saúde dos solos e dos ecossistemas (IFOAM, 2007). Tem como objetivo ser um modo de produção agrícola mais sustentável para o ambiente, combinando melhor práticas ambientais, e enfatizando a proteção da biodiversidade e a preservação dos recursos naturais. Também objetiva níveis de bem-estar animal elementares e evita os consumos de químicos de síntese (fertilizantes e pesticidas) (Ambiente, 2015).

Segundo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2016), a área ocupada pela agricultura biológica em Portugal, em 2015, era superior a 280 mil hectares, o número de produtores biológicos ultrapassava os 3.800 produtores e a distribuição da área ocupada pelas culturas era a seguinte: pastagens (69,5%), olival (9%), forragens (8,1%), frutos secos (3,7%), culturas arvenses (3,2%), pousio (2,7%), fruticultura (1,5%), vinha (1,1%), horticultura (0,6%) e plantas aromáticas e medicinais (PAM) (0,5%).

No modo de produção biológico (MPB) a fertilidade do solo baseia-se na sua atividade biológica (Silguy, 1994). O teor de matéria orgânica (MO), os microrganismos decompositores, as populações de *Rhizobium* sp. e de fungos micorrízicos relacionados com a nutrição das culturas, e outros que podem suprimir os microrganismos patogénicos e ter utilização na proteção das culturas têm um papel fundamental na qualidade do solo e nos produtos do MPB (Mourão, 2007). No entanto, a crescente utilização de adubos minerais na agricultura, tem conduzido a um contínuo aumento de produtividade das culturas agrícolas e tem vindo a substituir os estrumes produzidos nas próprias explorações (Brito, 2015), o que resulta numa diminuição na concentração do húmus no solo, sendo necessário procurar alternativas.

A reutilização dos resíduos agrícolas e agroindustriais provenientes das atividades humanas é fundamental para garantir a sustentabilidade dos recursos naturais. A atividade vitivinícola é responsável pela produção de subprodutos, tais como o engaço da vinha e as lamas resultantes do tratamento das águas de lavagem da maquinaria utilizada nas operações de vinificação. A compostagem permite a reutilização destes resíduos para a fertilização da vinha e outras produções agrícolas, assegurando maior eficiência na gestão dos recursos naturais através da implementação da economia circular (Schmidt et al., 2014). Desta forma

a compostagem poderá ser apropriada para gerir os resíduos agrícolas com as vantagens de se obter um composto de elevado valor comercial com qualidade.

A incorporação de estrumes e fertilizantes orgânicos compostados aumenta a produtividade das culturas, diminui a compactação dos solos, melhora a estrutura, diminui a densidade aparente e aumenta a capacidade de retenção de água do solo (Bayu et al., 2006), contribuindo assim para melhorar e conservar a fertilidade dos solos portugueses pobres em matéria orgânica (Brito, 2015).

1.2. Fertilidade do solo

A fertilidade do solo define-se como a capacidade que o solo tem em fornecer elementos essenciais às plantas em quantidades e proporções adequadas durante todo o seu desenvolvimento de forma a influenciar o crescimento das plantas. A fertilidade do solo depende da sua composição e do resultado das interações entre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Brito, 2007). No entanto, nas últimas décadas, a agricultura convencional através da aplicação de práticas culturais introduziu elevadas quantidades de pesticidas, adubos minerais de síntese, de rápida solubilidade e biodisponibilidade, apresentando consequências ambientais que colocam em causa a própria sustentabilidade dos agrossistemas (Brito, 2017).

Segundo Ferreira (2012), evitar as perdas de elementos solúveis na água, utilizar leguminosas como fonte de azoto, não utilizar produtos obtidos por via química de síntese e lutar contra a erosão pela conservação do solo são os princípios fundamentais para a manutenção e melhoria da fertilidade do solo. A fertilidade e a atividade biológica dos solos devem então ser mantidas ou melhoradas através de rotações e consociações de culturas adequadas no mesmo terreno, com inclusão de leguminosas e/ou culturas para sideração, e através da incorporação nos solos de compostos orgânicos, ou outros fertilizantes aceiteis pelo MPB (Brito, 2007).

O aumento da fertilidade do solo, é uma ação fundamental para a prática de agricultura biológica, pode requerer vários anos, ao longo dos quais o agricultor deve aumentar, gradualmente, a concentração de matéria orgânica do solo garantindo a disponibilidade de nutrientes para as culturas (Brito, 2015).

1.2.1. Matéria orgânica do solo

A matéria orgânica do solo é fundamental para manter o solo vivo e beneficiar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, com o objetivo de otimizar a produção agrícola (Varenes, 2003). Um dos grandes problemas em sistemas de agricultura convencional é o contínuo declínio da MO, da recorrente exploração dos solos para usos agrícolas, levando ao seu rápido esgotamento (Laudicina, 2001).

A matéria orgânica do solo compreende a biomassa viva constituída por fragmentos de plantas e de animais, microrganismos, raízes mortas, bem como outros resíduos vegetais em decomposição e a mistura amorfa e complexa de substâncias orgânicas com dimensões coloidais, o húmus do solo (Brady and Weil, 2002). Embora de uma forma geral a sua concentração não ultrapasse o valor de 5% (peso/peso) em relação à camada de solo superficial, é a sua existência que torna o solo vivo. A ausência deste constituinte, como é o caso dos solos de regiões áridas (com valores inferiores a 0,1% de MO), torna-o apenas um suporte físico. As substâncias húmicas (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina), que constituem 60-80% da MO do solo, pela sua estabilidade à alteração e ação fundamental na dinâmica dos processos decorrentes no solo, bem como a população microbiana (fungos, bactérias e actinomicetas), pelo seu papel imprescindível na mineralização dos materiais orgânicos presentes, são determinantes na resposta do solo como meio de desenvolvimento das culturas (Botelho, 1973).

As fontes da MO do solo são principalmente os tecidos vegetais e os produtos resultantes da sua transformação que se opera de acordo com dois processos: mineralização, em que os compostos dos resíduos, por ação da atividade dos microrganismos, são transformados em produtos mais simples e humificação que compreende uma ação condensação e polimerização, biológica e química, constituindo-se complexos resistentes à mineralização. Os componentes azotados bem como os amidos e os açúcares são mineralizados de forma mais rápida do que os celulósicos e estes de forma mais expedita que os lenhificados e polifenólicos (Fernandes, 2016).

Os efeitos benéficos mais importantes que a MO provoca nas propriedades do solo são os seguintes:

- **Propriedades físicas** – alteração da cor (que fica mais escura) permitindo maior retenção de calor, aumento da capacidade de retenção da água, estabilização da

estrutura do solo através da ação de agregação das partículas minerais, aumento de canais e macroporos (facilitando a difusão de ar e água);

- **Propriedades químicas** – aumento da capacidade de troca catiónica, aumento da retenção de metais nocivos incluindo o alumínio, aumento do poder tampão para a reação do solo (pH) e para a salinização, armazenamento de carbono e fornecimento de nutrientes (N, P e S e micronutrientes);
- **Propriedades biológicas** – reserva de energia e aumento da disponibilidade dos nutrientes para os diferentes organismos existentes, e aumento da resiliência do solo (Fernandes, 2016)

Os teores de MO da maioria dos solos agrícolas portugueses são baixos, particularmente no sul do país e na região demarcada do Douro, devido às condições ambientais que favorecem a mineralização e às práticas agrícolas, que contribuem para perdas de MO no solo superiores à incorporação de materiais orgânicos ao solo. A erosão e a mineralização da MO, são algumas das perdas que podem ocorrer (Rosas, 2005).

Aumentar os teores da MO do solo é possível utilizando rotações e consociações de culturas, através do espalhamento e incorporação no horizonte superficial de restos de culturas anteriores, com aplicação de estrumes e compostados de várias fontes de forma periódica, utilizando culturas para sideração como adubação verde, reduzindo a mobilização do solo, mantendo o solo com vegetação de cobertura e pastagens temporárias (Brito, 2017).

1.2.2. Corretivos agrícolas

Define-se no Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho que um corretivo agrícola é uma matéria fertilizante cuja função principal é a de melhorar as características físicas, químicas e, ou, biológicas do solo, com vista ao bom desenvolvimento das plantas. Santos (1991) refere que os adubos são normalmente os principais responsáveis pela quantidade e qualidade das culturas obtidas nas práticas agrícolas, mas a sua função só é realizada de forma eficaz se não houver outros tipos de limitações ao desenvolvimento das plantas no solo. No entanto, quando estas limitações existem será necessário recorrer à aplicação de matérias fertilizantes a que se dá o nome de corretivo agrícola.

As substâncias utilizadas como corretivos do solo têm quase sempre elementos essenciais para a nutrição das plantas, mas o intuito da sua utilização é também a melhoria indireta da produção agrícola através das melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos

solos. Os corretivos agrícolas subdividem-se em três categorias: minerais, orgânicos e outros corretivos (Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho).

Um corretivo mineral é usado com a principal função de regular o pH de um solo (Santos, 1991). O corretivo orgânico é usado para aumentar ou pelo menos manter os níveis de matéria orgânica no solo (Santos, 1991). Os corretivos condicionadores são os menos recorrentes e têm a função de regular a característica de retenção de água de uma forma apropriada à cultura (Santos, 1991).

Corretivo orgânico é um corretivo agrícola de origem vegetal e/ou de origem animal, sendo que a sua utilização é feita normalmente com o intuito de aumentar o nível de MO no solo (DecretoLei n.º 103/2015). No passado, utilizavam-se grandes quantidades de estrumes sólidos provenientes principalmente da compostagem de dejetos animais (Brito, 2017). Atualmente existem vários resíduos que depois de transformados poderão funcionar como corretivos orgânicos. Os principais corretivos orgânicos utilizados na agricultura são os compostos orgânicos e os resíduos de produção pecuária (DGADR, 2015; DGAV, 2015).

No modo de produção biológico a aplicação dos corretivos orgânicos da própria exploração e compostados bem maturados é recomendada para manter ou aumentar o teor de MO, proteger o solo e consequentemente aumentar a sua produtividade (Brito, 2017). Os corretivos são produtos muito importantes para a agricultura em Portugal, mas só um conhecimento profundo da fertilidade do solo através de vários parâmetros de análise permitirá manter o equilíbrio nos solos de forma eficiente e racional (Santos, 1995).

1.3. Compostagem

Nos dias de hoje, produzem-se anualmente grandes quantidades de resíduos de origem urbana e agropecuária e também de inúmeras áreas industriais tais como a indústria alimentar, entre outras. A crescente preocupação com as questões ambientais e ecológicas e o incremento da legislação nesse sentido, torna a compostagem atrativa na solução para tratamento e valorização de um grande número de resíduos (Brito, 2017).

1.3.1. Compostagem; definição e objetivos

A compostagem é um processo de oxidação biológica e de estabilização através do qual os microrganismos (bactérias, actinomicetas, protozoários e fungos) decompõem os materiais ou resíduos orgânicos biodegradáveis, em condições de temperatura elevadas consequentes

do calor libertado pela atividade microbiana, denominada pela fase termófila. O principal produto final, designado composto, deve ser suficientemente estável para ser armazenado, higienizado, homogêneo e sem substâncias fitotóxicas ou moléculas orgânicas que prejudiquem a qualidade do solo, e pode ser armazenado e utilizado na preparação de corretivos orgânicos do solo e de substratos agrícolas, com vantagens agronômicas e ambientais. O processo de decomposição da matéria orgânica pode ser manipulado de forma a ser acelerado através da ação do homem. A compostagem é considerada um processo aeróbio, sendo que existem locais nas pilhas que podem estar sob condições de anaerobiose (Brito, 2017).

De acordo com Vallini (1995a), o principal objetivo do processo de compostagem é a obtenção de um produto estável, que não seja suscetível de repentina evolução biológica, maturado, e que seja compatível (não fitotóxico) com o emprego na agricultura como corretivo orgânico dos solos (Ferreira, 2012). Deve permitir também a eliminação de maus odores, a redução de volume e de massa, e destruir a viabilidade das sementes de infestantes e os microrganismos patogénicos (Brito, 2017).

Esta “reciclagem” da matéria orgânica tem a vantagem de diminuir o volume de resíduos que se destinam aos aterros e de permitir a obtenção de produtos com utilidade e qualidade, que é essencial quando o seu destino é a aplicação para fins agrícolas (Cunha Queda, 2006).

1.3.2. Materiais adequados para a compostagem

A diversidade, quantidade, qualidade e complexidade de substratos potencialmente destinados à compostagem são muito grandes, pois os resíduos que podem ser utilizados no processo de compostagem são normalmente resíduos orgânicos biodegradáveis que podem ter origem em estrumes e efluentes da pecuária, resíduos de culturas agrícolas, matos e resíduos de produção florestal, de parques e jardins, da produção de cogumelos, de mercados hortícolas, resíduos alimentares, resíduos de restauração, pastelaria e panificação, resíduos e lamas agroindustriais e do processamento de alimentos, resíduos urbanos, lamas de estações de tratamento de águas residuais e da indústria de papel, resíduos do processamento de madeira, entre outros (Ferreira, 2012; Brito, 2017). Os engaços, um dos subprodutos obtidos do processo de vinificação, quando separados por máquina apropriada, constituem cerca de 3,5 – 4,5% da massa total da vindima. Os engaços vinícolas, contém um teor aproximado de 50% de humidade, na matéria seca predomina a celulose (30 – 40%) e a lenhina e, em menor quantidade, matéria tartárica. A composição dos engaços torna

imprópria a sua utilização como alimento para gado. O seu aproveitamento está limitado, como base de um “composto” ou como matéria-prima da indústria do papel e de materiais de construção, como combustível e estrume (Silva, 2003).

De uma forma geral, os materiais vegetais verdes tendem a ser mais ricos em azoto do que os materiais secos e acastanhados, devido à presença importante deste nutriente na clorofila. Desse ponto de vista, os materiais utilizados para a compostagem, geralmente são divididos em duas classes, os materiais ricos em carbono (com elevada razão C/N) e os ricos em azoto (com baixa razão C/N) (Brito, 2015). Entre os materiais ricos em carbono podemos considerar os materiais lenhosos como a casca de árvores, as aparas de madeira e o serrim, as podas dos jardins, folhas e agulhas das árvores, palhas e fenos, e papel. Entre os materiais azotados incluem-se as folhas verdes, estrumes animais, urinas e restos de vegetais hortícolas, erva, etc. (Brito, 2015).

Os materiais para compostagem não devem conter vidros, plásticos, tintas, óleos, metais, pedras, etc. Não devem conter qualquer tipo de carne, nem gorduras em excesso. A dimensão das partículas dos materiais pode afetar a porosidade, a capacidade de retenção de água, a densidade, entre outras, sendo desse modo uma característica fundamental para o processo de compostagem. As partículas devem ter entre 1 e 8 cm, mas o ideal é que os materiais utilizados não apresentem partículas superiores a 3 cm de diâmetro (Brito, 2017).

1.4. Composto

Tradicionalmente, em Portugal os compostos mais usados são provenientes de estrumes de vaca e cavalo, sendo que cada vez mais se utilizam compostos com outras origens de produção vegetal, tais como, alguns subprodutos do processo de vinificação (engaço) e azeitona.

Do processo de compostagem obtém-se um produto final, higienizado e rico em compostos húmicos, que pode ser manuseado e armazenado sem problemas e que tem efeito benéfico para as plantas, designado composto (Haug, 1993). Com base em indicadores de qualidade é possível identificar três tipos de compostos produzidos numa unidade de compostagem. O primeiro tipo, designado composto corrente, é um composto com a qualidade mínima obrigatória de modo a cumprir a legislação portuguesa, de acordo com o Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho. O composto corrente pode ser utilizado na agricultura, na floresta, ou na recuperação de áreas degradadas. O composto ecológico é um produto que, pela sua

qualidade, satisfaz os requisitos para a atribuição do rótulo ecológico. Finalmente, o composto biológico é aquele que é aprovado pelos organismos de controlo para ser utilizado no modo de produção biológica em Portugal (Brito, 2015).

O composto tem vários usos na agricultura, silvicultura, horticultura, combate à erosão e na recuperação de solos degradados, uma vez que como já foi referido os solos nacionais apresentam um baixo teor de MO, apresentando valores desfavoráveis em termos de fertilidade. Se bem aplicado, o composto pode assim ter uma dupla função com benefícios ambientais e económicos. A sua produção, fruto da valorização orgânica, promove a reutilização e o seu escoamento, através de uma correta aplicação no solo, promovendo a correção e aumento da produtividade dos solos nacionais.

1.4.1. Aplicação de compostos aos solos

Parte da matéria orgânica do solo, após mineralização, perde-se na forma de CO₂ para a atmosfera, sendo necessárias adições constantes para manter o nível adequado de MO nos solos agrícolas, enquanto nos ecossistemas naturais há um equilíbrio entre as perdas e os ganhos de matéria orgânica (Varenes, 2003).

A agricultura biológica, que tem sido crescente em Portugal, é uma das situações que poderia levar ao alargamento do mercado uma vez que na agricultura biológica não é autorizada a utilização de adubos azotados de síntese, daí a necessidade de recorrer a adubos orgânicos e corretivos do solo para fornecer às plantas os nutrientes necessários e proporcionar aos solos a matéria orgânica humificada para melhoria das suas características físicas, químicas e biológicas (Santos, 2006). Contudo, a realidade económica trava uma possível tendência para a expansão da aplicação de compostos orgânicos. A razão principal para que tal aconteça é o elevado preço do produto praticado no nosso país, apesar da quantidade enorme de resíduos que podem ser usados na compostagem e que estão disponíveis.

1.4.2. Avaliação da qualidade do composto

A qualidade do composto depende das características físicas, químicas e biológicas dos materiais orgânicos utilizados na compostagem e da evolução e condução do processo de compostagem. A avaliação da sua qualidade não se limita aos aspetos de estabilização e maturação do produto, mas também a um conjunto de características como referencia Brito (2017), tais como: características físicas, designadamente, humidade, temperatura, porosidade, odor e cor, granulometria e capacidade de armazenamento de água;

características químicas, como o poder tampão, razão C/N, condutividade elétrica, teores de nutrientes minerais, metais pesados, entre outros, e características biológicas, presença de microrganismos supressivos, capacidade de melhorar a fertilidade do solo e germinação de sementes, de nutrientes e matéria orgânica, etc. (Brito, 2017).

1.4.3. Maturação de um composto

A qualidade de um composto depende dos cuidados que se verificam ao longo de todo o processo de compostagem, da tecnologia utilizada, das matérias-primas, do grau de estabilidade e de maturação do produto final, bem como do seu conteúdo em matéria orgânica e presença de substâncias potencialmente perigosas e indesejáveis ao ambiente e às normas de qualidade (Teodoro, 2006). Pode-se assim entender por qualidade do composto para fins agrícolas como sendo a sua aptidão para ser utilizado, com os benefícios inerentes, na agricultura, sem que daí advenham efeitos negativos no solo, plantas, animais, homem e no ambiente, em geral (Gonçalves, 1999).

Quanto maior o estado de maturação do composto, maior é a estabilidade desse composto e que este se associa à baixa atividade bacteriana, a maturação está relacionada com o facto de os compostados não causarem fitotoxicidade às plantas (Brito, 2014). A maturação de um composto é fundamental para definir se este está suficientemente estável para ser incorporado no solo. Vários métodos baseados em ensaios químicos têm sido desenvolvidos para avaliar a maturação de um composto. Aplicação de compostos mal maturados pode levar a imobilização dos nutrientes (Cambardella *et al.*, 2003).

Utilizam-se também métodos cromatográficos para determinação do conteúdo de substâncias húmicas e o grau de polimerização dos compostos húmicos; testes colorimétricos dos extratos húmicos; análise de polissacáridos; testes da atividade respiratória; medições de adenosina trifosfatada; teste à produção de calor e ensaios biológicos como biotestes de fitotoxicidade para a avaliação da maturação do composto (Brito, 2015).

A temperatura pode ser um bom indicador da maturação do composto. A libertação de calor é indicativa de atividade biológica e da decomposição do material (Bidlingmaier, 1985). Avaliando a maturação do composto tendo como base a temperatura, um composto é considerado maturado quando a temperatura se mantém mais ou menos constante durante a movimentação do material (Brito, 2015).

Numa avaliação global da qualidade dos compostos, devem ser considerados os aspetos relacionados com os impactes ambientais, agronómicos e os relacionados com a estabilidade e a maturação dos compostos (Cunha Queda, 1999). Cunha Queda (1999) refere que são vários os parâmetros que têm sido propostos para a avaliação da maturação dos compostos, verificando-se que, não existe um único parâmetro que, por si só, permita avaliar a qualidade dos compostos.

A garantia do cumprimento de normas de qualidade para compostos leva a um aumento da confiança dos consumidores no produto final e aumenta as possibilidades de diversificação das suas aplicações. Para se obter um produto final de elevada qualidade é importante obter uma matéria-prima de elevada qualidade e não contaminada.

1.4.4. Composto de engaço vinícola

Os resíduos agrícolas representam um problema crescente com efeitos negativos na economia, no meio ambiente e na saúde humana. A vinificação produz subprodutos de elevado valor, que podem ser utilizados para novos produtos com diversos campos de aplicação.

O processo de produção de vinho produz grandes volumes de resíduos, incluindo resíduos orgânicos sólidos, águas residuais e gases com efeito estufa (Lucas et al., 2010). As águas residuais da atividade vinícola são um grande fluxo de efluente resultante de várias atividades que incluem a lavagem de tanques, pisos, equipamentos, etc.

Muitos resíduos orgânicos biodegradáveis provenientes da vinificação podem ser compostados. No caso de resíduos vinícolas, Diaz et al. (2002) relatam que o bagaço de uva, um resíduo primário da produção de vinho, pode ser utilizado como condicionador de solo, tendo em conta o seu valor como fonte de nutrientes e de matéria orgânica. Além disso, uma comparação de compostos obtidos a partir dos resíduos vinícolas com outros resíduos orgânicos tais como resíduos vegetais, mostrou que os valores de pH, razão C/N, condutividade elétrica, e teores de azoto, fósforo e potássio apresentavam resultados idênticos, com a exceção de um valor elevado de cálcio devido à natureza do processo de produção de vinho, tais como tratamentos fitossanitários ricos em cálcio efetuados na fase produtiva. (Soliva & Felipo, 2002; Bertran et al., 2004).

Em geral, os resíduos sólidos da adega são caracterizados por um pH ácido, elevados teores de matéria orgânica, de polifenóis e potássio, além de significativos teores de azoto e fósforo,

sendo estes fatores importantes na fertilidade do solo. As águas residuais também apresentam um pH ácido, elevado teor de polifenóis, bem como teores significativos de metais pesados, especialmente em chumbo (Bustamante et al., 2005).

Masowa et al. (2016), também comprovou o elevado valor fertilizante do composto de resíduos vinícolas, particularmente como fonte de azoto, potássio e zinco através de um estudo realizado em estufa. Contudo, devido à variação no solo, práticas agronômicas e características químicas dos resíduos vinícolas resultantes, a análise precisa da disponibilidade de nutrientes dos respectivos compostos e a compreensão do seu padrão de mineralização são cruciais para maximizar o seu valor. Este último é influenciado pela taxa de mineralização e libertação dos nutrientes (Murugan e Swarnam, 2013).

O estudo das características de libertação de nutrientes do composto vinícola tem sido descrito como crucial para estimar o potencial de lixiviação de nutrientes, as quantidades ótimas de aplicar e o momento de incorporação do composto (Chatterjee et al., 2013) para melhorar a fertilidade do solo, e assim, as suas características químicas, físicas e biológicas.

As taxas de mineralização e / ou imobilização de nutrientes após a aplicação de compostos provenientes de resíduos vinícolas é importante não apenas devido à enorme variação nas condições do solo e clima, mas também para melhor compreensão da transformação e destino dos nutrientes disponibilizados (Weber et al., 2014).

Pinto et al., (2019) conclui que a compostagem de águas residuais de adega com engaço de uva produz um fertilizante com potencial para aumentar a absorção de nutrientes e ajudar na produção de alface. A acumulação de azoto foi superior nas alfaces cultivadas com aplicação de composto em comparação com as plantas não fertilizadas, sendo superior ao N mineral do composto, e sugeriu uma taxa média de mineralização orgânica de N do composto de 2,4% para o período de crescimento da alface.

1.5. Dinâmica do azoto no solo

O azoto é, depois da água, o fator de crescimento mais importante para as plantas. No entanto este nutriente quando aplicado aos solos (nas formas orgânica ou mineral) está sujeito a um conjunto de transformações e processos que impõem especial atenção para minimizar as perdas e maximizar a eficiência do seu uso (Santos, 2001). A forma orgânica é a mais relevante, representando cerca de 95-98% do azoto do solo, não estando imediatamente disponível para as culturas (Brito, 2017). Este azoto vai sendo libertado para a planta à

medida que a MO se mineraliza pela ação dos microrganismos, podendo atingir uma taxa anual de 50% (Ferreira, 2012). A temperatura, humidade e o arejamento têm grande influência nos processos de mineralização, nitrificação, desnitrificação e imobilização do azoto (Brito, 2017). No modo de produção biológico este nutriente é essencial porque a sua disponibilidade no solo depende fundamentalmente da mineralização de matéria orgânica (Brito, 2017).

A MO estável pode demorar meses ou anos a ser mineralizada e contribui para a fertilização das culturas a longo prazo e a matéria orgânica facilmente mineralizável é responsável pela nutrição das culturas no curto prazo, tais como as hortícolas. As técnicas existentes para influenciar a mineralização da MO e disponibilizar azoto quando as culturas necessitam baseiam-se no tipo de MO (adubo verde, composto), no estado de maturação do composto, no momento de incorporação da MO no solo, na razão C/N e nas práticas culturais (rotação de culturas, mobilização do solo) (Pinto, 2011). Para além das técnicas mencionadas anteriormente, também é necessário ter em atenção as variações climáticas (temperatura e ciclo hidrológico), as práticas de rega e de fertilização e as propriedades do solo (Brito, 2017).

1.5.1. Mineralização do azoto

Em 1982, os autores Jansson e Persson definiram a mineralização do azoto orgânico como sendo a transformação de substratos orgânicos azotados em formas minerais. A mineralização do N no solo é um processo extremamente complexo, diretamente relacionado com os microrganismos responsáveis pela oxidação da MO no solo, onde se produz energia para os microrganismos e se liberta energia na forma de calor. As enzimas necessárias para este processo provêm dos organismos vivos existentes e são usadas como catalisadores no processo, levando à mineralização da matéria orgânica. Um valor de pH do solo de 7 é o mais favorável para os microrganismos nitrificantes. A baixos valores de pH ($\text{pH} < 5$), a nitrificação é muitas vezes inibida. A mineralização é muito lenta próximo do ponto de congelação, pois a atividade microbiana é quase nula. Acima de 35°C a amonificação continua, mas a nitrificação cessa a 45°C - 50°C . A temperatura ótima para a amonificação e nitrificação parece situar-se entre os 25°C e 40°C . Esta é a razão pela qual a nitrificação ocorre especialmente durante a primavera e verão, aumentando com o incremento da temperatura até atingir o ótimo (Carranca, 2000).

Para além de fatores ambientais como a temperatura, a humidade, o tipo de solo, as operações culturais, que exercem uma grande influência nas taxas de mineralização, a razão carbono/azoto (C/N) tem sido o parâmetro mais utilizado para prever a mineralização do azoto.

Torna-se necessário aumentar a eficiência com que o azoto mineral disponível para as plantas é utilizado, o que pode ser conseguido pela aplicação de produtos que, tendo razões C/N elevadas, imobilizam e libertam depois gradualmente o azoto, diminuindo, por esta via, o excesso de azoto nítrico no solo, o qual, pode conduzir à acumulação excessiva de nitratos nas folhas das plantas, para além de causar problemas de poluição, por exemplo pela lixiviação de nitratos para as águas subterrâneas ou de volatilização de gases azotados para a atmosfera (Brito, 2015).

A disponibilidade de azoto mineral proveniente dos resíduos orgânicos que se mineralizam no solo depende ainda da quantidade de azoto mineral que se perde por volatilização e por lixiviação. Estas perdas variam com a época em que se aplicam os corretivos orgânicos e com as condições edafo-climáticas. Por exemplo, os riscos de lixiviação são potencialmente maiores em solos arenosos e em solos encharcados, e os riscos de volatilização dependem fortemente da temperatura do ar (Brito, 2015).

As taxas de mineralização do azoto orgânico do solo diminuem com a aplicação de pesticidas e fungicidas, devido à morte ou enfraquecimento da população microbiana responsável pelo processo de mineralização (Haynes, 1986).

1.5.2. Perdas de azoto

De entre todos os nutrientes necessários ao crescimento das plantas, o azoto é o mais móvel e, por isso, o mais sujeito a perdas a partir do sistema solo-planta. Os principais processos através dos quais podem ocorrer perdas de azoto para fora do sistema incluem fenómenos de desnitrificação de nitratos, volatilização de amoníaco, reações químicas não enzimáticas envolvendo nitritos, lixiviação e erosão. As transformações que ocorrem envolvem fatores biológicos, químicos e físicos, por vezes difíceis de descrever e controlar, nomeadamente em condições de campo (Rodrigues e Coutinho, 2000).

1.5.3. Volatilização de amoníaco

O azoto na forma de NH_3 pode ser perdido durante a estação de crescimento por volatilização, a partir do solo para a atmosfera. É um processo complexo que envolve reações químicas e biológicas no solo e processos físicos de transporte para fora do solo.

A volatilização do amoníaco ocorre quando as condições do solo convertem o ião amónio em amoníaco, que é então libertado para a atmosfera. As perdas são mais elevadas à superfície do solo. Isto ocorre com grande frequência aquando da aplicação de estrumes e adubos e não se procede à sua incorporação imediata no solo. Assim, os principais fatores que condicionam estas emissões gasosas são: o pH do solo ($\text{pH} > 7$), a quantidade de CaCO_3 livre, a concentração de NH_4^+ no solo, a textura do solo, a temperatura, a humidade do solo e a velocidade do vento (Carranca, 2000).

1.5.4. Lixiviação

O azoto amoniacal é convertível em nitratos e estes, sendo muito solúveis e não possuindo qualquer mecanismo químico relevante que os retenha no solo podem ser arrastados pelas águas de escoamento superficial e por percolação, em condições de excessiva precipitação ou regas abundantes.

O ião nitrato NO_3^- , decorrente da nitrificação do NH_4^+ após a mineralização de MO do solo, ou adicionado sob a forma de fertilizantes e, em menor quantidade, através da fixação atmosférica de NH_3 , sofre lixiviação quando a água da chuva ou de rega se infiltra e atravessa o perfil do solo. O ião nitrato apresenta elevada mobilidade no solo devido a possuir carga negativa (Guillard et al., 1995; Trindade, 1997). O azoto na forma amoniacal pode também ser perdido por lixiviação. As perdas de azoto nesta forma são sobretudo de reocar em solos arenosos, com baixa capacidade de troca catiónica.

A lixiviação é um fenómeno sazonal. Os riscos são elevados quando a precipitação é elevada e a evaporação e a absorção radicular são baixas. Em regiões temperadas, a taxa de mineralização no Inverno é baixa, mas a lixiviação do azoto residual da cultura antecedente pode ocorrer. Na Primavera, o NO_3^- tende a acumular-se devido ao aumento das taxas mineralização da MO e de nitrificação do N amoniacal. Se ocorrem precipitações elevadas antes das plantas atingirem um desenvolvimento suficiente que lhes permita absorver grande parte dos nitratos, quantidades significativas podem sair fora do alcance das raízes (Trindade, 1997). A agricultura é assim, considerada a principal fonte de poluição de N nos

países da União Europeia contribuindo consideravelmente para as perdas de NO_3^- para as águas subterrâneas. As perdas de NO_3^- por lixiviação são mais acentuadas no Outono/Inverno e início de Primavera, em especial devido às chuvas e à mineralização/nitrificação do N residual do solo. Durante o Verão quando a evapotranspiração excede a precipitação e as taxas de absorção da cultura são elevadas as perdas por lixiviação são bastante inferiores, comparativamente com as restantes estações do ano. Boas práticas agrícolas podem ajudar a controlar este tipo de perda/poluição, aumentando simultaneamente a eficiência das produções agrícolas (Costa, 1985; Carranca, 2000).

1.6. A cultura da alface

1.6.1. Classificação botânica e origem da Alface

A alface, designada cientificamente por *Lactuca sativa*, pertence à maior família de dicotiledóneas do reino vegetal, asteraceae (Ryder, 1998).

A alface é a espécie hortícola mais utilizada em saladas a nível mundial, sendo em algumas regiões a cultura hortícola de maior valor comercial. Pode-se produzir durante todo o ano em regime de ar livre ou recorrendo à estufa (45,5% da produção de 2014, (INE, 2015)) nos períodos mais desfavoráveis, pois existe um enorme leque de variedades que se adaptam às condições climáticas da época.

As folhas de alface são essencialmente constituídas por água, mas são ricas em vitaminas (principalmente a vitamina A e C), minerais e fibra (Almeida, 2006), como indica o Quadro 1.1. A cor das folhas é bastante importante, uma vez que o valor nutritivo das alfaces varia em função desta. Assim sendo, as folhas esbranquiçadas do interior do repolho são menos nutritivas do que as folhas exteriores (Almeida, 2006).

Quadro 1.1 - Composição da alface (valores para 100g de alface).

Energia		Compostos		Vitaminas		Minerais	
Kcal	12	Água (%)	95,9	A (µg)	115	Na (mg)	3
KJ	50	Proteína (g)	1,8	Caroteno (µg)	688	K (mg)	313
		Gordura Total (g)	0,2	Niacina (mg)	0,4	Ca (mg)	70
		Hidratos de carbono (g)	0,8	B6 (mg)	0,04	P (mg)	46
		Fibras alimentares (g)	1,3	C (mg)	4	Mg (mg)	22
				Folatos (µg)	55	Fe (mg)	1,5
						Zn (mg)	0,4

Fonte: Adaptação da tabela de composição de alimentos (INSA,2006).

1.6.2. Morfologia da planta

A alface é uma espécie anual com ciclo relativamente curto, cuja duração depende da cultivar, da região e da época de produção.

A alface apresenta um sistema radicular aprumado e pouco ramificado, explora os primeiros 30 cm do solo quando transplantada, porém, não mais do que 50 cm (Mourão, 2007). O caule da planta é curto, durante a fase vegetativa, cerca de 2-5 cm, contudo na altura da floração alonga-se e ramifica podendo atingir mais do que 1 metro de altura (Almeida, 2006). A formação do repolho é influenciada pela temperatura e pela luminosidade.

As folhas de alface, são sésseis e dispostas em roseta, durante a fase de crescimento vegetativo, desenvolvendo-se e alargando-se quando inicia a formação do repolho. Existem alfaces com diversidade de cores, formas, superfícies, margens e texturas das folhas, entre os diferentes tipos de alfaces.

Os cinco grupos de cultivares da alface que são os seguintes:

- Bola de manteiga (var. Capitata);
- Batávia (tipo iceberg, var. capitata);
- Romana (var. longifolia);
- Acéfala ou de corte (var. acephala);
- De caule (var. Asparagina).

1.6.3. Ciclo vegetativo e cultural

Segundo Almeida (2006), o ciclo vegetativo da alface pode dividir-se em 5 fases: (i) germinação e emergência; (ii) formação da roseta de folhas; (iii) formação do repolho; (iv) espigamento e floração; e (v) maturação dos aquênios. As fases (iv) e (v) não fazem parte do ciclo cultural destinada ao consumo. O ciclo cultural termina (quando destinada a consumo) no período inicial da formação de repolho. Este ciclo tem a duração de 6 a 8 semanas na época de Primavera-Verão e 10 a 12 semanas durante o período Outono-Inverno (Almeida, 2006).

1.6.4. Condições climáticas

A germinação da alface e as taxas de crescimento da alface são amplamente determinadas pela temperatura. O meristema apical de plantas jovens de alface está próximo à superfície do solo, de modo que o crescimento das plantas é frequentemente mais próximo da temperatura do solo do que a temperatura do ar (Maroto, 1990).

A luz também desempenha um importante papel nas cultivares de alface que formam repolho. Um bom repolho depende principalmente do equilíbrio entre a luz recebida e a temperatura: quando a temperatura é superior a 20°C são necessários dias longos e com forte luminosidade; quando os dias são curtos e a luminosidade é fraca as temperaturas deverão ser baixas. As alfaces não repolham quando se conjugam temperaturas altas e fraca luminosidade (Rodrigues, 2015).

As temperaturas do ar adequadas variam de 12 a 21°C, com 18°C, o ideal. A produção de alface melhor sucedida ocorre durante períodos em que há pelo menos dois meses com temperaturas diurnas máximas de 17 a 28°C e temperaturas noturnas não superiores a 15°C (Henz & Suinaga, 2009).

1.6.5. Necessidades da cultura

A alface apresenta uma tolerância moderadamente sensível à salinidade, máximo de 1,3 ds m⁻¹ (Maas & Hoffman, 1977), e é considerada sensível à acidez do solo, estando o intervalo ótimo de pH para o seu desenvolvimento compreendido entre 6,5 e 7,2 (Almeida, 2006). Esta hortícola é relativamente pouco exigente a nível de nutrientes, embora, devido ao seu curto ciclo cultural, caracteriza-se por apresentar um desenvolvimento vegetativo rápido, o que de acordo com Almeida (2006), associado a um sistema radicular pouco desenvolvido

conduz à necessidade de existirem nutrientes disponíveis na proximidade da zona radicular em formas disponíveis para serem rapidamente absorvidas.

A produção de alface aumenta com a incorporação de MO ao solo. Ao determinar a quantidade de MO a aplicar e o momento de aplicação deve-se ter em consideração a quantidade de N potencialmente mineralizável o que permite regular o teor de nitratos acumulados na alface e controlar a quantidade de N residual no solo no final da cultura. Apesar dos benefícios da MO, os agricultores devem ponderar bem a quantidade de MO a incorporar pois a aplicação indiscriminada de fertilizantes orgânicos com doses exageradas pode originar problemas de fitotoxicidade, principalmente se a MO estiver pouco maturada.

O excesso de N pode originar graves inconvenientes: atraso na formação do repolho, produção de repolhos pouco compactos, maior suscetibilidade a doenças e excessiva acumulação de nitratos nas folhas, especialmente em condições de baixa luminosidade (Martinez, 2002).

1.7. Objetivos do trabalho

Os objetivos deste trabalho resultam da necessidade em demonstrar a segurança e eficácia agronómica dos corretivos orgânicos de resíduos vinícolas, resultantes da compostagem de engaços e de lamas provenientes do tratamento das águas de lavagem da maquinaria utilizada nas operações de vinificação, na produtividade das culturas. Teve como principal objetivo avaliar o efeito destes corretivos na cultura da alface recorrendo a experiências de vasos. Entre os objetivos específicos do trabalho incluiu-se a avaliação dos corretivos orgânicos com diferentes tempos de compostagem, e produzidos com diferentes proporções entre lamas e engaços.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Localização do ensaio

Os ensaios com alface foram instalados na Escola Superior Agrária de Ponte de Lima (ESAPL) (41°47'30"N, 8°32'24"O, 50 m de altitude), numa estufa sem climatização.

2.2. Delineamento experimental

O delineamento experimental dos ensaios foi de blocos casualizados, com oito tratamentos e quatro blocos. O ensaio foi efetuado com dois compostos provenientes de duas pilhas de compostagem distintas, denominados como composto de lamas, resultantes do tratamento das águas residuais da lavagem de tubos, filtros, cubas, prensas, bombas e outro equipamento usado durante as operações de vinificação (4500kg de lamas e 1500kg de engaço) e composto de engaço (1500kg de lamas e 1500kg de engaço). Os tratamentos do ensaio consistiram em 3 doses de compostado de cada uma das pilhas dos resíduos vinícolas: 10, 20 e 40 t ha⁻¹, um tratamento sem compostado e um tratamento com aplicação de adubo mineral azotado, à dose de 100kg de N ha⁻¹.

O ensaio foi repetido três vezes, sendo a diferença entre cada ensaio o tempo de compostagem do compostado. Foram utilizados compostados das duas pilhas com um, três e cinco meses de compostagem, respetivamente.

2.3. Ensaio de alface

2.3.1. Instalação da cultura

A variedade de alface (*Lactuca sativa*) utilizada no ensaio tem a designação comercial de madie da empresa Rijk Zwaan (alface tipo Batávia, cv. Madie RZ da Rijk Zwaan). As plantas foram adquiridas em tabuleiros de motte no Viveiro Hortícola do Norte, viveirista na Póvoa do Varzim (Figura 2.1).

Esta variedade possui as seguintes características:

- Tipo: Alface Batávia - inclui as batávias de origem europeia (conhecidas por batávias) e as de origem americana (mais conhecidas por alfaces do tipo Iceberg). A textura crocante das folhas é semelhante nas batávias e Iceberg, no entanto, as Iceberg formam repolhos maiores,

mais fechados e mais firmes que as batávias. Ambas têm folhas com o bordo ondulado sendo, por isso, também conhecidas por alfaces frisadas.

- Planta clara com folhas pouco frisadas, a base apresenta boa conformação e boa sanidade, é uma planta de porte aberto e alto, é compacta e com facilidade em atingir um volume razoável e um elevado peso. Pode atingir alta uniformidade em que a densidade de folhas e o repolhamento, é em forma de roseta;
- Resistências: variedade resistente ao míldio: *Bremia lactucae* Regel;
- Recomendações: recomendada para plantações de Outono-Inverno, sendo possível colheitas durante todo o Inverno e princípios da Primavera.



Figura 2.1 - Plantas jovens de alface da variedade madie, comercializada em mottes pelo Viveiro Hortícola do Norte.

2.3.2. Preparação dos vasos e transplantação

Para a realização deste ensaio, foi necessário recolher solo de uma parcela que não apresentasse um elevado teor de matéria orgânica. Dessa forma, foi recolhido solo entre 0 e 20 cm de profundidade numa parcela da exploração agrícola da ESAPL que nunca foi objeto de correção orgânica. Posteriormente, foram retiradas todas as infestantes e raízes presentes, assim como materiais inertes. Desse solo foram recolhidas amostras para análise sumária do mesmo.

Os 32 vasos utilizados foram previamente lavados e devidamente identificados. Estes possuíam um diâmetro de 25 cm, com uma altura de 20 cm e capacidade de 8 litros. Em cada vaso colocaram-se 8 kg de terra anteriormente recolhida. Os compostados de resíduos vinícolas previamente identificados e pesados foram incorporados aos respetivos vasos, procedendo-se à sua homogeneização (Figura 2.2).

A densidade de plantação utilizada para o cálculo da fertilização foi de 100 000 plantas ha⁻¹, que corresponde a uma densidade de plantação de 10 plantas/m².

As quantidades de composto incorporado foram de 10, 20 e 40 t ha⁻¹. Relativamente à aplicação de adubo mineral de síntese a utilizar considerou-se a dose de 100 kg de N por ha⁻¹, correspondente a 1g de azoto por planta (vasos).

A primeira transplantação ocorreu no dia 7 de dezembro de 2016, onde foram plantados os primeiros 32 vasos com os diferentes tratamentos. A segunda plantação foi realizada no dia 2 de fevereiro de 2017 e a terceira no dia 10 de setembro 2017 (Figura 2.2).



Figura 2.2 - a) Esquema de disposição dos vasos com o respetivo peso de composto incorporado; b) Pormenor de plantação.

2.4. Compostagem de lamas e engaço provenientes da vinificação na RDD

Os materiais utilizados nas pilhas de compostagem foram o engaço obtido com o auxílio de um desengaçador à entrada da adega e as lamas resultantes do tratamento das águas residuais da lavagem de tubos, filtros, cubas, prensas, bombas e outro equipamento usado durante as operações de vinificação.

As pilhas de compostagem com a dimensão aproximada de 1,8 m de largura, 1,5 m de altura e comprimento variável foram realizadas por camadas com os materiais constituintes. Os materiais foram misturados com o auxílio de uma escavadeira hidráulica com braço oscilante e seguidamente as pilhas foram cobertas com uma tela de tecido de polipropileno (geotextil) de modo a permitir as trocas gasosas, evitar a secagem da camada exterior e o excesso de humidade no interior das pilhas. A compostagem durou aproximadamente 5 meses, sofrendo vários revolvimentos durante esse período com o mesmo equipamento de modo a promover o arejamento e permitir a composição homogênea em todos os pontos da pilha.

2.5. Rega

Logo após a distribuição do composto nos respetivos vasos, e transplantadas as plantas, todos os vasos foram regados até à capacidade de campo.

Posteriormente, e passada a crise de transplantação, na qual as plantas foram regadas diariamente durante a primeira semana, as necessidades de rega foram supridas semanalmente e sempre que necessário para a água não ser fator limitante do crescimento da alface. Como as três plantações tiveram datas bastantes distintas, as regas foram sempre adequadas às necessidades da cultura, tendo em conta a época do ano em que se encontravam.

2.6. Controlo de infestantes

A presença de infestantes é prejudicial para a planta, porque estas competem pela radiação, água e nutrientes. A limpeza de infestante foi efetuada sempre que as mesmas eram visíveis impedindo que viessem a crescer no vaso. Não se aplicou qualquer herbicida para prevenir ou combater as infestantes.

2.7. Análises do solo

2.7.1. Colheita amostras de solo

Na recolha de amostras de solo procedeu-se ao espalhamento da terra sob um plástico, e após homogeneização do solo foram retiradas amostras de aproximadamente 500 g cada. No laboratório, as amostras de solo foram divididas em amostras de 100 e 400 g. As amostras de 400 gramas foram imediatamente conservadas em frigorífico a 4°C e as amostras de 100 gramas congeladas a -20°C. As amostras de 400 g destinaram-se à determinação na matéria fresca dos seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica e o teor de matéria seca.

A amostra depois de seca e moída num micro - moinho de laboratório com crivo de 1 mm, destinou-se à determinação dos teores de matéria orgânica, P_2O_5 e K_2O , e à determinação do N total pelo método Kjeldahl.

2.7.2. Valor de pH e condutividade elétrica

A determinação do pH, foi efetuada por extração em água destilada e desionizada (na proporção de 1 volume de amostra para 5 volumes de água), e homogeneizando a solução a 22 °C. A leitura do pH foi feita sobre a suspensão com um potenciómetro e um eletrodo combinado para pH.

A determinação da condutividade elétrica realizou-se no extrato utilizado na determinação do pH. A leitura da CE foi realizada com um condutímetro e um eletrodo com sonda de temperatura associada tendo-se ajustado o resultado à temperatura de 25°C.

2.7.3. Teor de matéria seca (MS)

A determinação do teor de MS do solo foi feita por secagem em estufa ventilada a 105 °C durante 48 horas. Após esse período, por diferença de peso entre a amostra inicial e final determinou-se a percentagem de MS da amostra.

2.7.4. Teor de matéria orgânica (MO)

A determinação do teor de MO do solo foi feita através do método colorimétrico, com base na digestão ($Na_2Cr_2O_7$ 3N em H_2SO_4 10N).

2.7.5. Determinação do teor de azoto Kjeldahl

Para determinar o teor de azoto pelo método de Kjeldahl utilizaram-se amostras

secas, este método englobou três fases:

- Digestão da amostra onde se mineralizou a matéria orgânica com formação de sulfatos de amónio;
- Destilação em que houve a separação da amónia e posterior destilação por arrastamento de vapor;
- Titulação, onde se quantificou a amónia por titulação.

Para determinar cada amostra, pesou-se 0,5 g de amostra para um tubo de digestão, juntamente com 6 pérolas de vidro, 5 g de catalisador Kjeltabs e 20 ml de ácido sulfúrico 95-97%. Os tubos colocados no digestor Kjeldahl (Heating Digester DK20, Velp Scientifica), foram sujeitos a 4 rampas de temperatura (1ª - 150°C durante 45'; 2ª - 230°C durante 30'; 3ª - 270°C durante 60' e 4ª - 330°C durante 95').

Depois de arrefecidos à temperatura ambiente, procedeu-se à destilação das amostras no destilador Kjeldahl (Semi-Automatic Distillation Unit UDK 139, Velp Scientifica), utilizando hidróxido de sódio a 40% e água destilada nas amostras preparadas de 100 e 30 ml, respetivamente, sendo o tempo de destilação 5 minutos e a intensidade de vapor de 80%.

O destilado foi recolhido em balão de erlenmeyer juntamente com ácido bórico 4% e indicador vegetal (para 100 ml de indicador pesaram-se 0,66 g de vermelho de metilo e 0,33 g de verde de bromocresol). Como titulante utilizou-se o ácido clorídrico 0,1 N, registando-se o volume gasto na titulação do branco e das amostras.

2.7.6. Determinação do P_2O_5 e K_2O

Na determinação do fósforo disponível, utilizou-se o método de Egnér-Riehm, em que a extração do fósforo é efetuada com uma solução de lactato de amónio e ácido acético tamponizado a pH compreendido entre 3,65 e 3,75. Para quantificar o fósforo no extrato aplicou-se o método colorimétrico (espectrofotometria UV VIS). Na determinação do potássio disponível também se aplicou o método de Egnér-Riehm descrito no ponto anterior. O potássio foi quantificado diretamente por fotometria de chama.

2.8. Análise dos compostados

As amostras dos compostados foram moídas em moinho Retsch GM 200, os métodos utilizados para a análise das características dos compostos foram os mesmos que os referidos anteriormente com exceção dos seguintes métodos:

- Determinação da MS em que o composto foi seco a 65 °C em estufa ventilada até peso constante;
- Determinação da MO através da diferença de peso entre a amostra antes e depois da incineração em mufla a 550 °C durante 4 horas seguida de arrefecimento em excitador sob vácuo.
- A razão C/N do composto foi calculada pelo quociente entre o teor de C e o teor de N, sendo a concentração de C calculada pela fração entre a concentração de MO e a constante 1,8 (Decreto-Lei n. °103/2015).

2.8.1. Determinação dos teores totais de azoto e fósforo

Após a amostra ser seca e moída, foi pesada em porções de 0,2 g de solo em tubos Nessler e acrescentaram-se 4 cm³ de ácido sulfúrico seguido de 3 cm³ de peróxido de hidrogénio a 30 % de uma forma gradual. O processo de digestão decorreu numa placa de aquecimento própria que foi programada para 120 °C durante 1 hora e 320 °C durante 3 horas.

No final da digestão e após arrefecimento acertou-se o volume com água desionizada ultra - pura até aos 50 cm³ tendo-se procedido de seguida à filtração. Os digeridos foram analisados com um espectrofotómetro de absorção molecular para determinação dos teores de N e P.

2.8.2. Determinação do teor de potássio, cálcio e magnésio

De cada uma das amostras secas e moídas foram pesados 0,2 g em tubos Nessler e acrescentaram-se 6 cm³ de ácido nítrico a 65 %. O processo de digestão decorreu numa placa própria e foi programada para 50 °C durante 30 minutos, 150 °C durante 30 minutos e 165 °C durante 30 minutos.

No final da digestão adicionaram-se 4 cm³ de ácido perclórico a 70 % a cada tubo seguindo-se nova fase de digestão de 165 °C durante 30 minutos, 180 °C 60 minutos, 190 °C durante 60 minutos e 200 °C durante 30 minutos.

Após esta fase e arrefecimento acrescentaram-se 10 cm³ de água ultra - pura a cada tubo e programou-se a placa a 120 °C durante 60 minutos. Após arrefecimento acertou-se o volume com água desionizada ultra - pura até aos 50 cm³ tendo-se procedido de seguida à filtração. Os filtrados de seguida foram analisados com um espectrofotómetro de absorção atómica para determinação dos teores totais de K, Ca e Mg.

2.9. Colheita e análise das alfaces

2.9.1. Colheita das amostras de alface

A 2 de março de 2017 realizou-se a primeira colheita, 85 dias após a transplantação. A segunda colheita efetuou-se a 1 de maio de 2017, 87 dias após a transplantação e por último realizou-se a terceira colheita a 30 de novembro de 2017, 81 dias após transplantação.

Para cada grupo de amostras determinou-se o peso fresco da parte aérea das folhas e das raízes com uma balança decimal. Após lavagem e secagem das mesmas, foram colocadas em estufa ventilada durante 4 dias a 65 °C. Deste modo, conseguiu-se calcular o peso seco da amostra após arrefecimento e estabilização do peso e obteve-se a matéria seca necessária às análises laboratoriais para quantificação dos teores de N, P, K, Ca e Mg na parte aérea da planta.

2.9.2. Análise dos teores de nutrientes nas alfaces

As amostras de alface depois de secas, foram moídas num moinho (Retsch GM 200) durante 5 segundos a 4000 rpm. As plantas moídas foram guardadas em sacos previamente identificados e selados, para posteriormente se proceder à digestão sulfúrica para determinar os teores de N e P e à digestão nitro - perclórica para obter os teores K, Ca e Mg. Sendo os métodos analíticos utilizados os mesmos que estão descritos na metodologia para as análises dos compostados.

2.10. Análise estatística

A análise estatística dos resultados experimentais realizou-se utilizando a análise de variância com o programa SPSS, v22. A análise dos efeitos principais e dos tratamentos realizou-se através da análise de variância de 1 fator e 8 tratamentos, sendo utilizada a menor diferença significativa ($p < 0,05$) para comparar as médias dos resultados dos diferentes tratamentos através do teste de Duncan.

3. RESULTADOS

3.1. Características dos compostados

As principais características do solo, e dos compostados, utilizados nos ensaios da alface encontram-se no Quadro 3.2. Os compostados de lamas (CL) apresentaram teores decrescente de N ao longo do tempo de compostagem. Os teores de fósforo e potássio são semelhantes entre os diferentes tempos de compostagem, sendo que para o fósforo apresentam valores inferiores (1.0%) e para o potássio os valores são próximos aos indicados por Bertan et al. (2004) (0,7%).

Os compostados de engaço apresentaram um decréscimo nos teores de N de 3 para 5 meses de compostagem. Os teores de fósforo e potássio são semelhantes entre os diferentes tempos de compostagem. Relativamente ao potássio os valores são inferiores aos indicados por Bertan et al. (2004) (4,7%).

Quadro 3.2 - Características dos compostados de resíduos da atividade vinícola com diferentes tempos de compostagem (1, 3 e 5 meses).

	CL1	CL3	CL5	CE1	CE3	CE5
MS (g/kg ⁻¹)	364	310	287	246	236	208
pH	7,7	7,1	7,1	8,1	8,0	8,0
CE (dS m ⁻¹)	0,225	0,498	0,018	0,010	0,009	0,007
MO (g/kg ⁻¹)	389	328	316	610	550	514
C/N	21	25	27	29	10	13
N (g/kg ⁻¹)	10,51	7,30	6,45	11,60	30,21	22,71
P (g/kg ⁻¹)	1,76	2,23	1,73	2,02	2,72	2,32
K (g/kg ⁻¹)	6,14	10,34	10,00	18,04	15,72	10,62
Ca (g/kg ⁻¹)	3,42	3,38	3,78	5,87	9,50	6,96
Mg (g/kg ⁻¹)	1,05	0,83	0,85	0,32	0,04	0,72

CL1 - composto de lamas 1 mês; CL3 - composto de lamas 3 meses; CL5 - composto de lamas 5 meses

CE1 - composto de engaço 1 mês; CE3 - composto de engaço 3 meses; CE5 - composto de engaço 5 meses

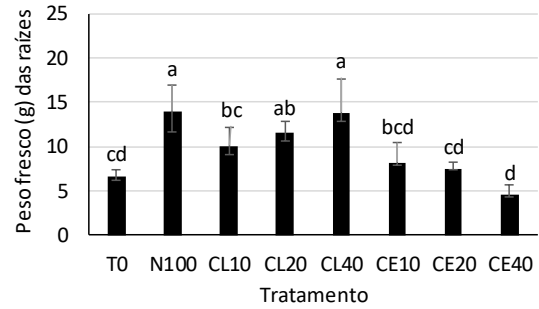
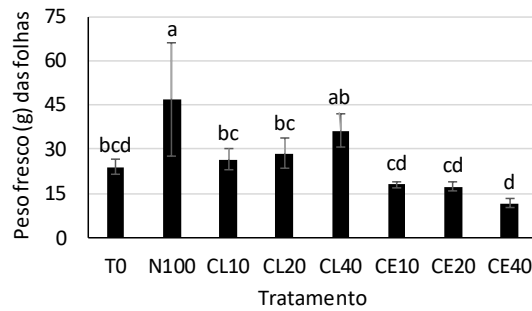
3.2. Peso fresco e seco das folhas e das raízes da alface

O aumento do peso fresco das folhas (Figura 3.3) referentes à 1ª plantação (compostado 1 mês) com a aplicação de doses crescentes de compostado de lamas (10, 20 e 40 t ha⁻¹) não foi significativo. No entanto, a produtividade aumentou significativamente no tratamento N100 em comparação com os restantes tratamentos, exceto em comparação com compostado com lamas (CL) na dose de 40 t ha⁻¹. O peso fresco da alface com os compostados de engaço (CE) não variou significativamente com a aplicação crescente das doses deste compostado e foi sempre inferior ao do tratamento com 40 t ha⁻¹ do compostado CL. Relativamente ao peso fresco das raízes, o tratamento CL 40 apresentou valores significativamente superiores em comparação aos restantes tratamentos com compostados, exceto em relação ao tratamento CL 20.

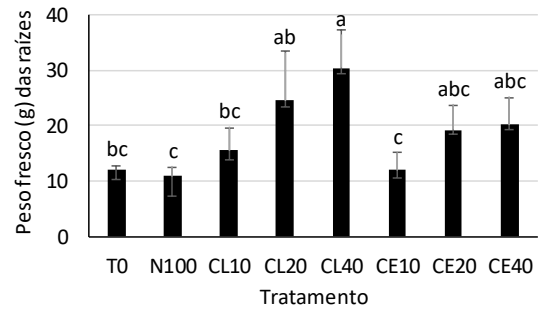
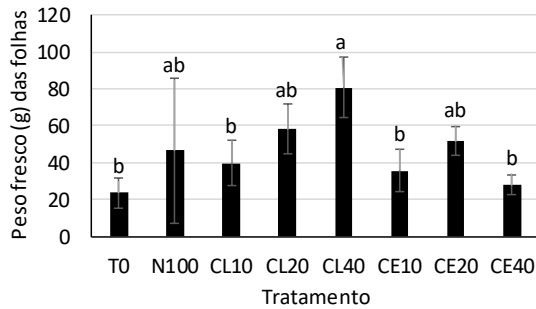
Na 2ª colheita, com o compostado de 3 meses, o peso fresco das folhas das alfaces aumentou significativamente ($P < 0,05$) entre os tratamentos com CL com a aplicação de doses crescentes de 10 para 40 t ha⁻¹ (Figura 3.3). O compostado de engaço (CE) aplicado na doses de 10 t ha⁻¹ resultou em valores significativamente inferiores de produção de alface em relação ao tratamento CL com dose de 40 t ha⁻¹. O peso das folhas das alfaces não variou significativamente com a dose do CE, tal como o peso das raízes. No entanto, o peso das raízes foi superior com o CL em comparação com o CE, nas doses de 20 e de 40 t ha⁻¹.

Relativamente à última colheita, o peso fresco das folhas (Figura 3.3) não apresentou diferenças significativas ($P < 0,05$) para os tratamentos onde foram aplicados os diferentes compostados, exceto entre o tratamento CE 20 comparativamente com o tratamento CL 40, onde se verificou um aumento significativo do peso fresco das folhas. Todos os tratamentos com compostados foram significativamente superiores ($P < 0,05$) quando comparados com o tratamento testemunha e N100. Não existiram diferenças significativas ($P < 0,05$) no peso fresco das raízes entre os tratamentos onde foram aplicados os compostados. Relativamente ao peso fresco das raízes, observou-se um aumento de peso das raízes com os tratamentos onde foram aplicados compostados em comparação com a testemunha, exceto com o tratamento CL10.

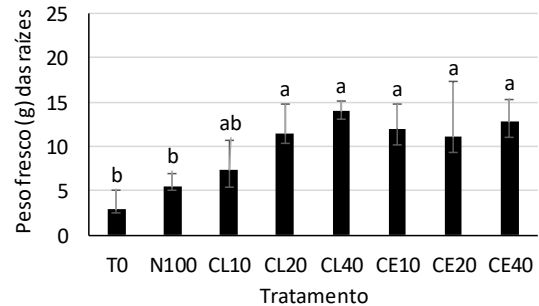
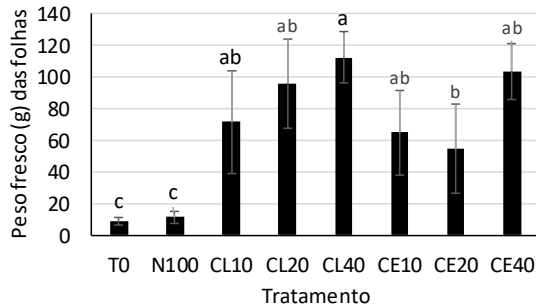
Compostado 1 mês



Compostado 3 meses



Compostado 5 meses



CL - Lamas/engão = 3/1 (p/p)

N100 - Nmin 100 kg ha⁻¹

CE - Lamas/engão = 1/1 (p/p)

T0 - Testemunha: sem fertilizantes

Figura 3.3 - Peso fresco da alface produzida sem fertilização (T0), com adubo mineral azotado (N100, 100 kg de N/ha⁻¹), e doses crescentes (10, 20 e 40 t ha⁻¹) de compostado de lamas da vinicultura e engão de uva, com 1, 3 e 5 meses de compostagem. Traços por cima das barras representam o valor do desvio padrão da média, letras diferentes por cima das barras representam médias significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Para o conjunto das três plantações, os tratamentos com CL apresentaram valores crescentes com o aumento da quantidade de composto aplicado, sendo significativamente ($p < 0,05$) diferentes entre si (Figura 3.4). O tratamento CL 40 foi significativamente ($p < 0,05$) superior em relação aos restantes tratamentos, verificando-se o mesmo comportamento para o peso frescos das raízes. Relativamente aos tratamentos com compostados de engão não se verificaram diferenças significativas ($p < 0,05$) com o aumento da dose aplicada.

Para a média de peso fresco das folhas, o tratamento testemunha foi significativamente inferior ($p < 0,05$) em relação aos restantes tratamentos (Figura 3.4).

O peso seco (PS) das folhas da alface (Figura 3.4), aumentou significativamente ($p < 0,05$) com as doses crescentes do compostado de lamas, sendo superior com as doses de 20 e de 40 t ha⁻¹, em comparação com os restantes tratamentos. Em relação aos tratamentos com compostados de engaço não se verificaram diferenças significativas entre o peso das folhas das alfaces com diferentes doses de aplicação de compostado, mas foram superiores ao peso das alfaces do tratamento testemunha.

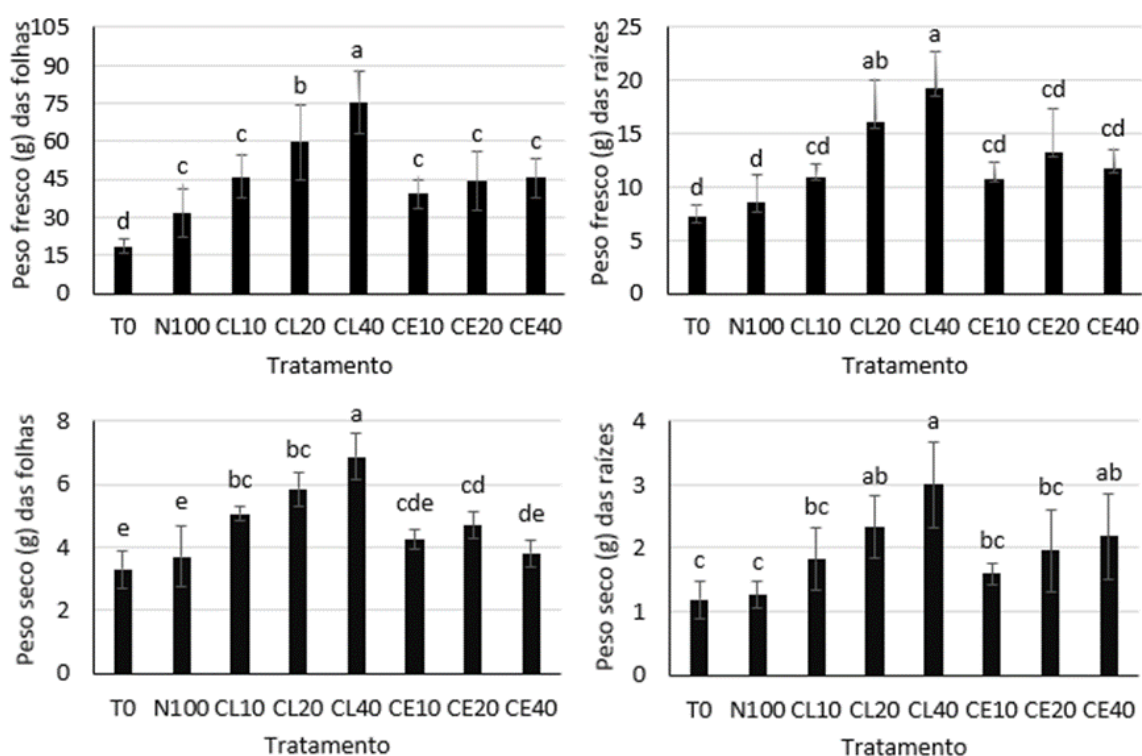


Figura 3.4 - Peso fresco e seco da alface (folhas e raízes) produzida sem fertilização (T0), com adubo mineral azotado (N100, 100 kg de N/ha⁻¹), e doses crescentes (10, 20 e 40 t ha⁻¹) de compostado de lamas da vinicultura e engaço de uva (média do peso das alfaces produzidas com compostado com 1, 3 e 5 meses de compostagem). Traços por cima das barras representam o valor do desvio padrão da média, letras diferentes por cima das barras representam médias significativamente diferentes ($p < 0,05$).

3.3.

3.3. Teores e acumulação de nutrientes nas folhas de alface

A concentração de N aumentou significativamente ($P < 0,05$) em todos os tratamentos com composto quando comparamos as diferentes plantações (Figura 3.5). A plantação 3 apresentou as maiores concentrações de N e a plantação 1 as menores concentrações.

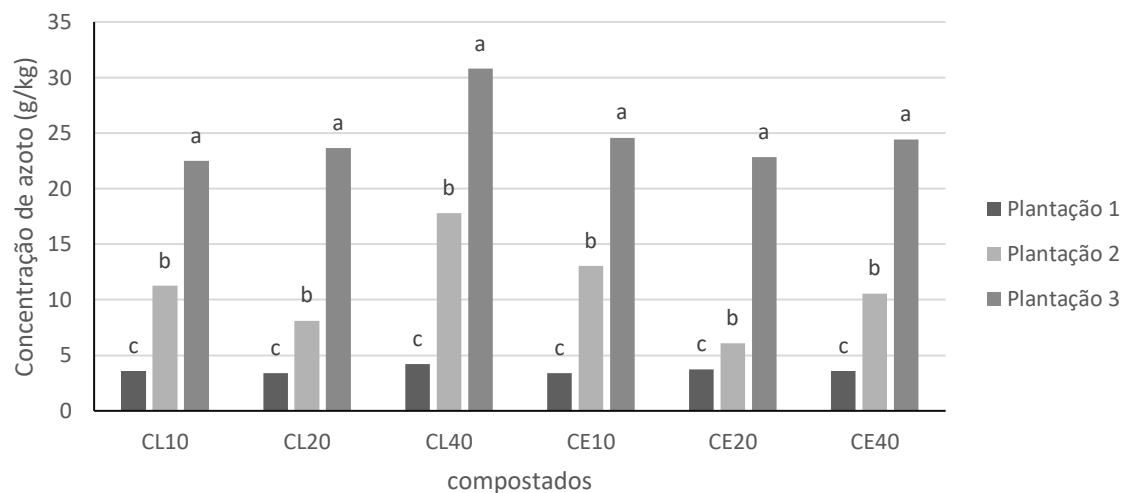


Figura 3.5 - Concentração de azoto nas folhas de alface (g kg^{-1}) nas diferentes plantações. Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respetivos tratamentos.

A maior concentração de N na plantação 1 foi observada em N100 apresentando valores significativamente ($p < 0,05$) superiores em relação aos restantes tratamentos, não se verificando o mesmo nas seguintes plantações, onde o tratamento com valores de N significativamente ($p < 0,05$) superiores aos restantes se verificou para o CL40 (Figura 3.6). Na plantação 3, verificaram-se aumentos significativos ($p < 0,05$) na concentração de N consoante o aumento de composto aplicado, 10 para 20 t ha^{-1} e de 20 para 40 t ha^{-1} , nos tratamentos com composto de lamas.

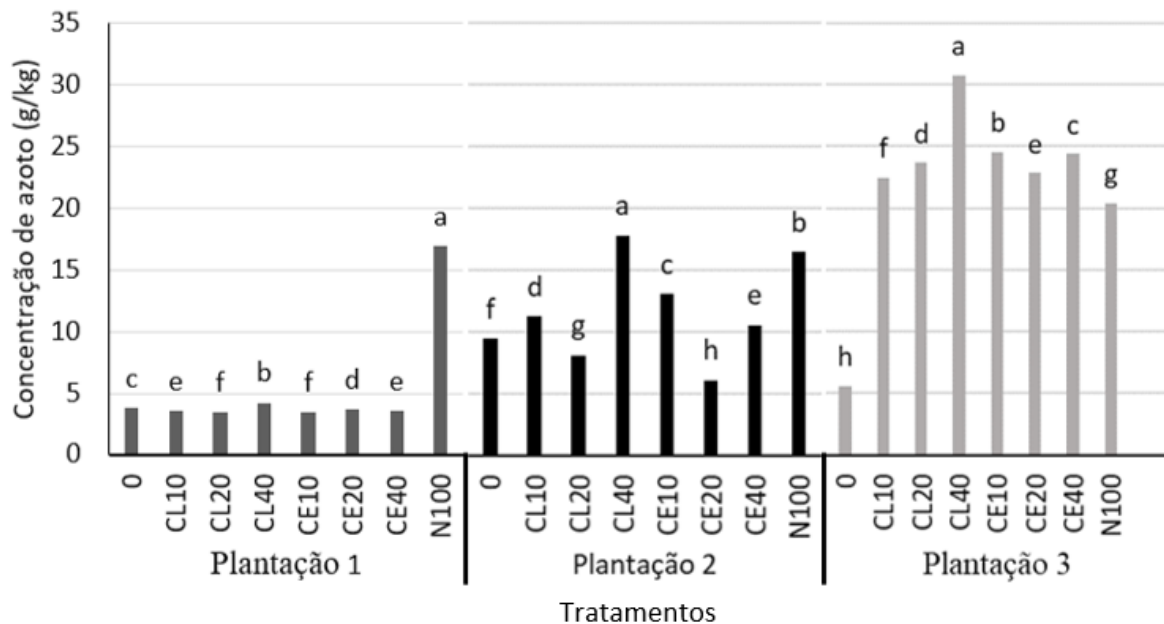


Figura 3.6 - Concentração de azoto nas folhas de alface (g kg^{-1}). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.

Relativamente à concentração de K (Figura 3.7), na plantação 1 verificou-se um aumento significativo ($p < 0,05$) entre os tratamentos com composto de lamas quando se aumentou a dose de 10 t ha^{-1} para 40 t ha^{-1} . Quando comparamos o tratamento testemunha com os restantes, observamos que apenas o tratamento com CL 40 e N 100 apresentaram concentrações significativamente superiores. Na plantação 2, não se observaram diferenças significativas na concentração de K entre os tratamentos onde se aplicou os compostados. Na plantação 3, a concentração de K relativa ao tratamento testemunha não evidenciou diferenças significativamente ($p < 0,05$) em relação aos restantes tratamentos.

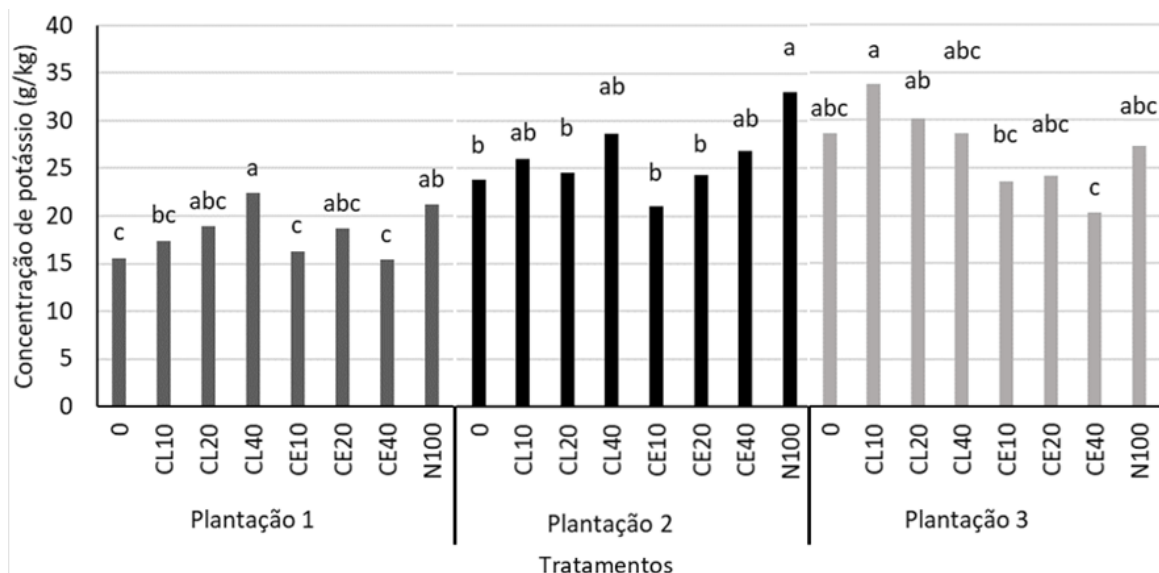


Figura 3.7 - Concentração de potássio nas folhas de alface (g kg⁻¹). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.

Verificou-se na plantação 1, que a concentração de P (Figura 3.8) do tratamento testemunha apenas apresenta concentrações significativamente inferiores quando comparada com os tratamentos onde se aplicou de 40 t ha⁻¹ dos diferentes compostos. Na plantação 3, em relação aos tratamentos com compostados de lamas verificou-se um aumento significativo da concentração de P entre os tratamentos onde se aplicou a dose de 10 e 20 t ha⁻¹ para 40 t ha⁻¹, verificando-se o mesmo comportamento para os compostados de engaços. Os tratamentos com compostados referentes à 3ª plantação, apresentaram concentrações de P significativamente superiores comparativamente ao tratamento testemunha e N100.

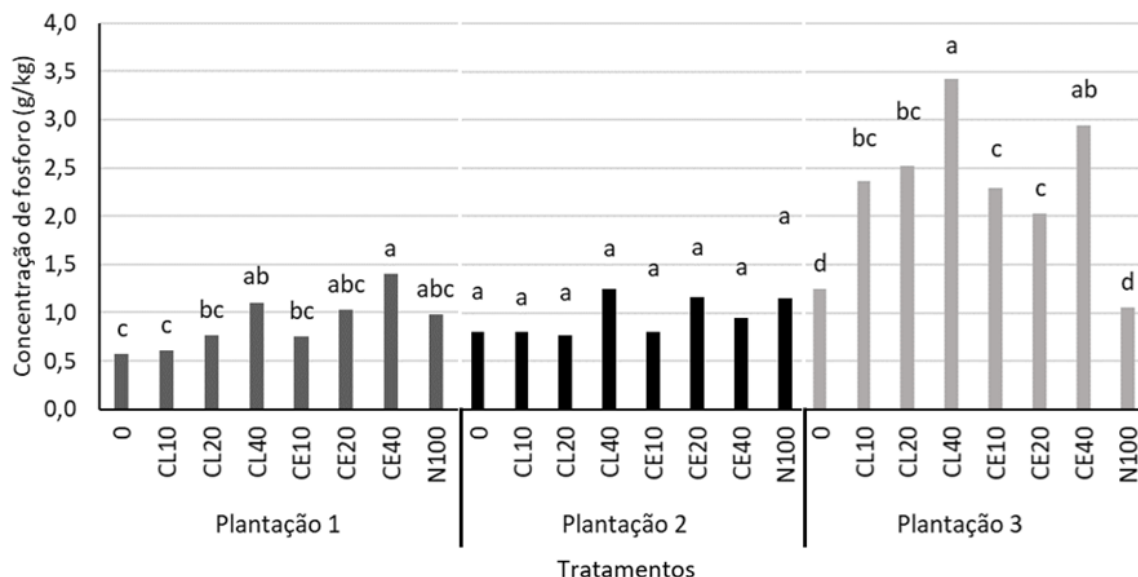


Figura 3.8 - Concentração de fósforo nas folhas de alface (g kg^{-1}). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.

Relativamente aos teores de Ca (Figura 3.9), verificou-se na plantação 1 que o tratamento N100 apresentou concentrações significativamente superiores em relação a todos os tratamentos com compostados. Nas plantações 2 e 3 não se verificaram diferenças significativas entre o tratamento testemunha e os tratamentos com compostados.

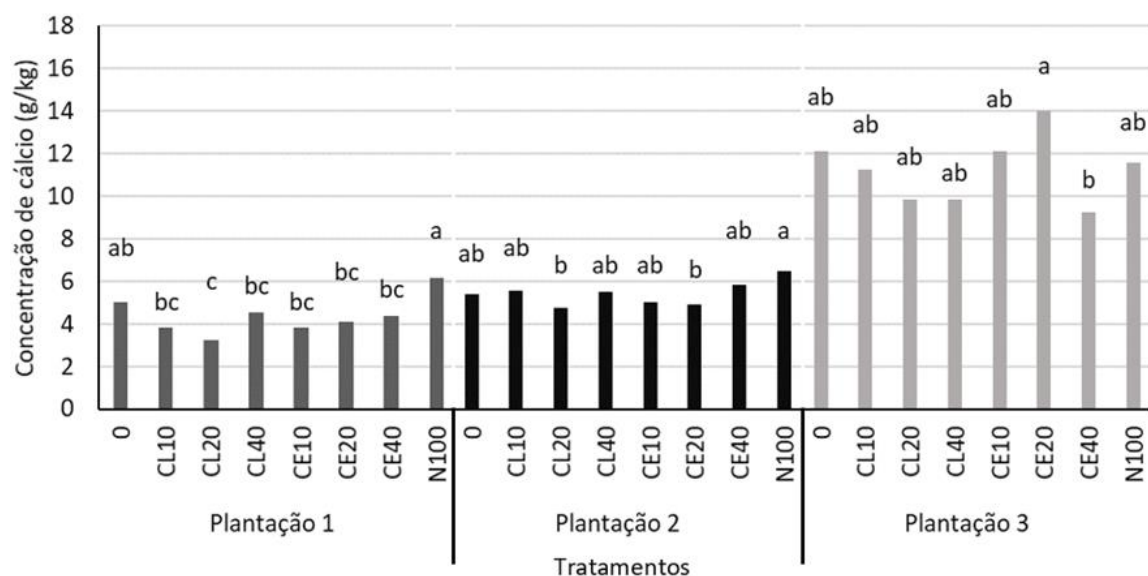


Figura 3.9 Concentração de cálcio nas folhas de alface (g kg^{-1}). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.

A concentração de Mg (Figura 3.10), na plantação 1 apresentou valores significativamente superiores no tratamento CE40 em relação aos restantes tratamentos onde foram aplicados compostados, exceto quando se aplicou a dose de 10 t ha⁻¹ do compostado de lamas. Relativamente à plantação 2, não se evidenciaram diferenças significativas entre o tratamento testemunha e os tratamentos com compostados. Analisando a plantação 3, não se verificaram diferenças significativas entre tratamentos onde se utilizaram os mesmos compostados, existindo apenas um aumento significativo entre o tratamento com compostado de engajo à dose de 20 t ha⁻¹ e os tratamentos com compostado de lamas.

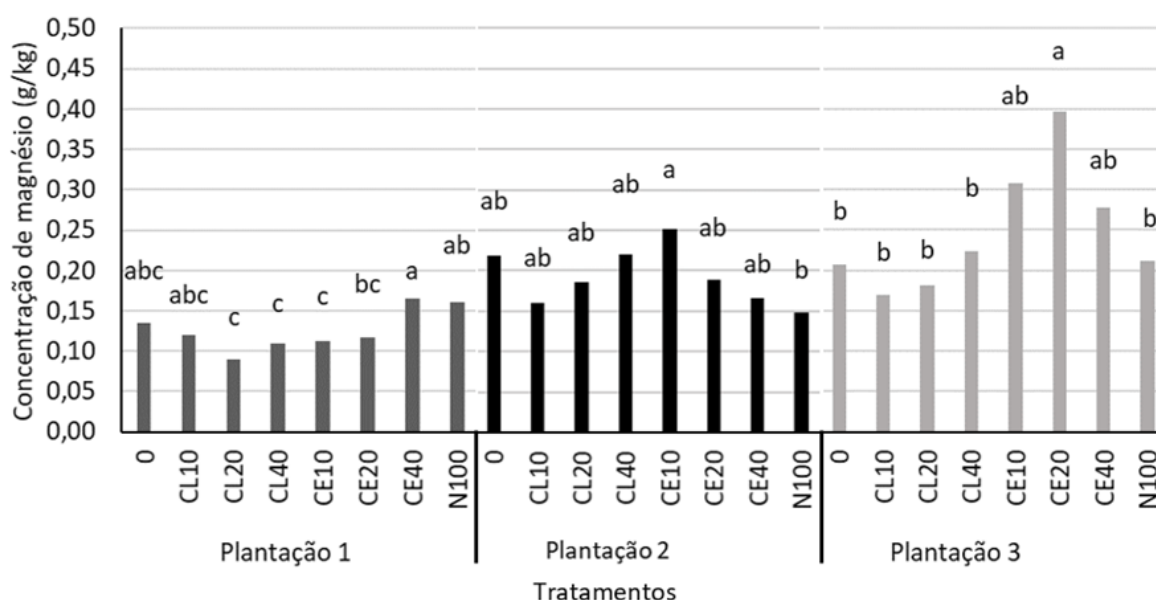


Figura 3.10 - Concentração de magnésio nas folhas de alface (g kg⁻¹). Letras diferentes por cima das barras em cada plantação representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respetivos tratamentos.

4. DISCUSSÃO

4.1. Características do solo e dos compostados

O solo utilizado nesta experiência foi classificado como ácido, pois apresentava valores de pH de 5,2. Esta acidez poderá ter limitado os benefícios da incorporação dos compostados no solo.

Os compostados avaliados neste estudo possuíam valores de pH entre 7,1 e 8,1 sendo, portanto classificados como alcalinos. Observou-se que o valor de pH do CL foi superior ao CE e que os diferentes tempos de compostagem não influenciaram os valores de pH. Jimenez e Garcia (1989) citados por Brito (2017), indicaram que ao longo da evolução do processo de compostagem e estabilização do compostado, existe um aumento gradual de pH alcançando quando maturado valores entre 7 e 8. Bertran et al. (2004) e Fernández et al. (2010), registraram valores de pH bastante semelhantes em compostados onde utilizaram subprodutos da atividade vinícola. Brito (2017), reportou ainda que valores baixos de pH são indicativos de falta de maturação devido à curta duração do processo ou à ocorrência de processos anaeróbios no interior da pilha.

Considerando que o pH ideal para o desenvolvimento da cultura da alface encontra-se entre o 6,5 e 7,2 (Almeida, 2006) e que o solo utilizado nesta experiência apresentou um valor de pH de 5,2 pode-se sugerir que os compostados poderão ter permitido um ligeira correção da acidez do solo contribuindo para aumentar a disponibilidade de macronutrientes nos tratamentos com compostado, e contribuindo para que a produtividade da alface no conjunto das experiências aumentasse significativamente com a aplicação dos compostados ao solo.

A condutividade elétrica (CE) do compostado de lamas variou ao longo do tempo de compostagem apresentado valores entre 0,01 e 0,49 dS m⁻¹ sendo estes superiores em relação aos compostados de engaço que apresentam valores entre 0,007 e 0,10 dS m⁻¹. Estes valores são inferiores aos valores máximos recomendados de CE de 3 dS m⁻¹ (Soumaré et al., 2002) para utilização dos compostados como corretivos orgânicos do solo. Ambos os compostados registraram valores de CE bastante inferiores aos apresentados por Bertran et al. (2004), Fernández et al. (2010) e Bustamante et al. (2008). Os baixos valores finais de CE podem ser explicados pela volatilização de amoníaco e a precipitação de sais minerais durante o processo de compostagem (Brito, 2017).

Relativamente ao teor de matéria orgânica dos compostados verificou-se que os valores para ambos os compostados foram inferiores relativamente aos referidos por Bustamante et al. (2008) e Paradelo et al. (2013). O teor de matéria orgânica foi superior no compostado de engaço em relação ao compostado de lamas devido ao maior teor de MO dos engaços das uvas em comparação com as lamas residuais. Verificou-se ainda que o teor de MO dos compostados diminuiu ao longo da compostagem devido à mineralização da MO durante o processo de compostagem dos materiais orgânicos. Observou-se também que existe uma maior diminuição do teor de MO para ambos os compostados nos primeiros meses devido ao processo de mineralização ser mais rápido (Brito, 2017). Relativamente à razão C/N verificamos uma diminuição deste valor com a compostagem do compostado com mais engaço. No entanto, no compostado com mais lamas, verificou-se um aumento desta razão com a compostagem, indicando que as perdas relativas de N neste compostado podem ter sido superiores às perdas de carbono.

4.2. Efeito das doses crescentes dos compostados no peso fresco da alface

A aplicação de compostados maturados ao solo beneficia a produção da alface (Manojlovic et al., 2009; Porto et al., 2008), o que se constatou nesta experiência, onde o peso fresco das folhas de alface aumentou consistentemente com o tempo de compostagem dos compostados utilizados, ainda que nem sempre com diferenças significativas entre tratamentos com doses consecutivamente superiores.

Quando se considerou a média do conjunto de tratamentos, compostados com 1, 3 e 5 meses de compostagem, o peso fresco da alface aumentou com a crescente quantidade de compostado de lamas (CL) aplicado, estando de acordo com os resultados obtidos por outros autores. Radics et al. (2008) referiram um aumento da produção de alface com a utilização de composto à base de estrume de ovelha, com doses crescentes de 30, 60 e 120 t ha⁻¹, e Manojlovic et al. (2009), num trabalho realizado durante dois anos, relataram aumentos de produção da alface com a utilização de quatro materiais orgânicos diferentes. Para o conjunto dos tratamentos, o maior peso fresco foi alcançado com a aplicação de 40 t ha⁻¹ de composto de lamas, atingindo um valor de produtividade 4 vezes superior quando comparada com o tratamento controlo. As produções registadas nestes ensaios foram inferiores às referidas por Almeida (2006), explicando a dificuldade em se conseguir atingir a mesma produtividade em vasos, do que é possível no campo.

Com os compostados com um 1 mês de compostagem não se verificou um aumento significativo de produção com o aumento da dose de aplicação dos compostados considerados individualmente. Podem-se explicar estes resultados pelo facto dos compostados menos maturados poderem apresentar alguma fitotoxicidade contrariando os benefícios em termos de disponibilidade de nutrientes que poderiam causar, sendo o aumento de produção apenas significativo com a dose mais elevada do compostado que possuía uma maior proporção de lamas (CL). O tratamento CL40 terá sido aquele que disponibilizou maiores quantidades de N mineral, e consequentemente resultou no tratamento que permitiu a maior produção de alface. Constatou-se ainda que o tratamento N100 apresentou valores de peso fresco significativamente superiores quando comparados com os restantes tratamentos, exceto em relação ao tratamento CL 40.

Com a aplicação dos compostados com 3 meses de compostagem as doses crescentes de aplicação não conduziram a aumentos significativos do peso fresco em ambos os tratamentos. O maior peso fresco atingido foi de 80 g por planta no tratamento CL 40, que foi significativamente superior quando comparado com o tratamento aplicado com a mesma dose do compostado de engaço. Observa-se que o maior peso fresco relativo ao compostado de engaço foi alcançado quando se aplicou a dose intermédia de compostado de engaço (CE 20), que pode ser explicada devido a algum stress provocado pela fitotoxicidade apresentada pelo compostado de engaço com maior dose (CE 40), visto que este apresenta um valor relativamente elevado de N total.

No último ensaio, em que se aplicou o compostado com 5 meses de compostagem, em todos os tratamentos com aplicação de compostado o peso fresco da alface foi significativamente superior ao tratamento testemunha, aumentos estes que estão em consonância com o descrito por Brito et al. (2014) numa experiência onde aplicou um compostado de resíduos sólidos urbanos (RSU) separados na origem com base em resíduos florestais e de jardins, materiais lenhosos, resíduos alimentares impróprios para consumo em três doses diferentes (0, 15 e 30 t ha⁻¹), bem como com Radics et al. (2008) que utilizou um compostado a partir do estrume de ovelhas e fósforo na produção de biomassa de alface, pois ambos verificaram que quanto maior era a dose de aplicação de compostado maior o PF das folhas de alface. Neste ensaio, a aplicação de doses crescentes do compostado de lamas aumentou a produção de alface. Em relação ao compostado de engaço, verifica-se o mesmo comportamento, já que o aumento

da aplicação de composto de 20 para 40 t ha⁻¹ nos tratamentos com os diferentes compostados resultou num aumento de produção.

Alguns aumentos de produção que não foram significativos nestes ensaios, poderiam ter sido significativos se o erro padrão das experiências tivesse diminuído, o que seria possível aumentando o número de repetições e/ou conseguindo menor variação nas condições experimentais entre plantas, por exemplo, conseguindo realizar os 3 ensaios na mesma época/estação do ano, obtendo plantas ainda mais uniformes no momento da transplantação, e um teor de humidade no solo mais uniforme entre os diferentes vasos.

4.3. Teor e acumulação de nutrientes na cultura de alface

O teor de N no peso seco das plantas, quando se utilizaram os compostados com 1 mês de compostagem, foi superior com o composto CL 40 em comparação com os restantes tratamentos com compostados. Verificou-se ainda que o tratamento testemunha apresentou valores de N (3,8 g kg⁻¹) significativamente superiores em relação aos tratamentos com compostados, exceto para o composto de lamas com aplicação de 40 t ha⁻¹, isto poderá ser explicado pelo facto de os compostados menos maturados poderem apresentar alguma fitotoxicidade que contrariasse o efeito benéfico dos mesmos em termos de disponibilidade de nutrientes, ou porque se verificou alguma imobilização do N do solo, devido ao elevado teor de engãos nos compostados.

Quando utilizados compostados com 3 meses de compostagem, verificamos que a utilização de composto de lamas na dose de 40 t ha⁻¹ apresentou valores de N significativamente superiores comparativamente aos restantes tratamentos do ensaio. Observando os tratamentos com composto de engão, verificamos que com a aplicação da dose de 10 t ha⁻¹ os teores de N foram significativamente superiores em comparação com as aplicações de 20 e 40 t ha⁻¹. Brito et al. (2012b) quando utilizou compostados de estrume de cavalo e calcário nas mesmas doses de aplicação também descreveu que o aumento de aplicação de composto não resultou num aumento de acumulação de N pelas plantas.

Com os compostados com 5 meses de compostagem, verificou-se que existiram aumentos significativos do teor de N na alface consoante o aumento da dose aplicada de composto de lamas, atingindo o valor máximo para o tratamento de 40 t ha⁻¹ (30,7 g kg⁻¹) enquanto para as doses de 10 e 20 t ha⁻¹, os teores de N foram 22,5 e 23,7 g kg⁻¹, respetivamente. Nos compostados de engão verificou-se o contrário ao referido anteriormente, concluindo-se

que o tratamento com a menor dose de compostado apresentou teores significativamente superiores de N comparativamente com os restantes tratamentos. Os aumentos significativos dos teores de N verificados nos tratamentos com compostado de lamas podem ser explicados devido ao aumento da dose de compostado.

Relativamente à absorção de K pelas folhas de alface, verificaram-se diferenças significativas com o aumento da dose de aplicação de 10 para 40 t ha⁻¹ do compostado de lamas para o ensaio com compostados com 1 mês de compostagem. No segundo ensaio, com compostados de 3 meses, verificamos que o aumento das doses aplicadas de compostado de engaço e de lamas não resultou em diferenças significativas. Analisando as concentrações de K verifica-se que existem aumentos não significativos com o aumento das doses aplicadas de compostado de engaço. Como referiu Bertran et al. (2004), os engaços possuem elevados teores de K e com um aumento na aplicação de compostado seria de esperar um aumento na concentração de K nas folhas de alface. No último ensaio, os teores de K na alface no tratamento testemunha não diferiram significativamente dos restantes tratamentos.

O teor de P nas alfaves, com compostados com 1 mês de compostagem resultou em diferenças significativas apenas com o aumento da dose de aplicação para 40 t ha⁻¹ do compostado de lamas. O mesmo comportamento foi comprovado para os tratamentos com compostado de engaço.

Relativamente ao segundo ensaio, não se verificaram diferenças significativas no teor de P em todos os tratamentos, sendo que o tratamento com compostado de lamas à dose de 40 t ha⁻¹, apresentou uma concentração numericamente superior aos restantes tratamentos (3,43 g kg⁻¹). O efeito de doses crescentes de aplicação dos compostados com 5 meses compostagem, resultou num aumento significativo do teor de P de 10 para 40 t ha⁻¹ em ambos os tratamentos com compostado.

5. CONCLUSÕES

Com este estudo conclui-se que com a aplicação dos compostados (resultantes da compostagem de engaços e de lamas) mais maturados, com 5 meses, a alface aumentou sempre de peso em relação à não aplicação de compostados.

Nos compostados de lamas com 1, 3 e 5 meses de compostagem os aumentos das doses de composto (de 10 para 20 t ha⁻¹ e de 20 para 40 t ha⁻¹) contribuíram para aumentos crescentes de produção.

O efeito das doses crescentes de composto de engaço (CE) não se fez sentir com diferenças significativas no peso fresco da alface, em cada ensaio, mas para a média dos três verificou-se que a produção aumentou com o aumento das doses aplicadas.

Recomenda-se, para aumentar a produtividade de culturas hortícolas como a alface, que a compostagem destes resíduos decorra por um período mínimo de 3 a 5 meses, para garantir que os compostados fiquem relativamente bem estabilizados, sem fitotoxicidade ou capacidade para imobilizar azoto do solo.

São necessárias experiências também no campo no sentido de aferir a eficácia destes compostados orgânicos na libertação e disponibilidade de nutrientes, procurando sincronizar a libertação de N para estas culturas no momento de maior necessidade neste nutriente pela planta, com o objetivo da otimização e melhoria na produção de hortícolas no modo de produção biológico.

6. BIBLIOGRAFIA

- Abad, M., Noguera, P., Carrión, C. 2004. Los substratos en los cultivos sin suelo. In: Abad et al., M. U. 2004. Tratado de cultivo sin suelo. Ediciones Mundi-Prensa. 3ª Edição. 113-158 pp.
- Almeida, C., Oliveira, J., Pena, T., Pinto, M., Santos, P., Teixeira, F., Xará, S., Silva, M. 2005. Guia da Reciclagem Orgânica. Resíduos Orgânicos, compostagem e digestão anaeróbica. Gabinete de Estudos Ambientais Universidade Católica Portuguesa. 74 pp.
- Almeida, D. & Reis, M. 2010. Plásticos e vidro de utilização hortícola. Vida rural, 58, 43-44 pp.
- Almeida, D. 2006. Manual de culturas hortícolas (vol. 1). Lisboa, Portugal: Editorial Presença.
- Amaro, P. 2003. A protecção integrada. Lisboa: ISA
- Botelho, J. 1973. Caraterização e constituição do solo. Fundação Calouste Gulbenkian. 3.^a ed. Lisboa
- Brady and Weil. 2002. The Nature and Properties of Soils. 13th edition. NY. USA.
- Brito, L. 2017. Compostagem, Fertilização de solo e substratos. Publinindustria.
- Brito, L. M. 2014. Manual de Compostagem, in Escola Superior Agrária de Ponte de Lima-Instituto Superior de Viana do Castelo.
- Brito, L.M. 2007. Fertilidade do solo, compostagem e fertilização. In: I. Mourão (ed.) Manual de Horticultura no Modo de Produção Biológico. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, 53-86 pp.
- Brito, L.M., Monteiro, J.M., Mourão, I., Coutinho, J. 2014. Organic Lettuce Growth And Nutrient Uptake Response To Lime, Compost And Rock Phosphate. J. Plant Nutr. 37, 1002–1011. <https://doi.org/10.1080/01904167.2014.881858>
- Brito, L.M., Moura, I., Rodrigues, R., Coutinho, J. 2017. Lettuce and cabbage growth and nutrient uptake response to invasive Acacia waste composts. Acta Hortic. 1168, 39–46. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2017.1168.6>

Brito, L.M., Pinto, R., Mourão, I., Coutinho, J. 2012a. Organic lettuce, rye/vetch, and Swiss chard growth and nutrient uptake response to lime and horse manure compost. *Organic Agriculture*, 2: 163-171. <https://doi.org/10.1007/s13165-012-0032-9>

Brito, L.M., Pinto, R., Mourão, I., Rodrigues, R., Coutinho, J. 2012b. Organic Lettuce Growth and Nutrient accumulation in Response to Lime and Horse Manure Compost. *Acta Hort.* 933, 157–164.

Charnay, F. 2005. Compostage des Déchets Urbains dans les Pays en Développement - élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. (Doutoramento), Universidade de Limoges, Limoges

Cordeiro, N. M. 2010. Compostagem de Resíduos de Resíduos verdes e Avaliação da Qualidade dos compostos obtidos – caso de estudo da Algar S.A. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente – Tecnologias Ambientais. Instituto Superior de Agronomia Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 4, 6-7 pp.

Costa, J.B. 1985. Caracterização e constituição do solo

Cunha Queda, A.C.F. 1999. Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis. Dissertação de doutoramento em Engenharia Agro-Industrial, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal. 257 pp.

Day, M., Shaw, K. 2005. Processos Biológicos, químicos, físicos del compostaje.

Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho. Estabelece as regras a que deve obedecer a colocação no mercado de matérias fertilizantes, assegurando a execução na ordem jurídica interna das obrigações decorrentes do Regulamento (CE) n.º 2003/2003, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 13 de outubro de 2003, relativo aos adubos. *Diário da República*, 1.ª série - N.º 114 - 15 de junho de 2015.

Direção Geral da Agricultura e Desenvolvimento Rural. Acedido a 08-02-2016 e disponível em <http://www.dgadr.mamaot.pt>.

Direção Geral Do Ambiente (2000). Exemplos de compostagem e de recolhas seletivas bem-sucedidas. Comissão Europeia, Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias. Disponível

em: http://ec.europa.eu/environment/waste/publications/pdf/compost_pt.pdf. Consultado a: 19 de junho de 2017.

DISQUAL. Manual de Boas Práticas: Alface. Disponível em: http://www.crcvirtual.org/vfs/old_crcv/biblioteca/disqual_alface/ (acesso em: 25/06/2019).

Fernandes, R. 2016. A matéria orgânica do solo. Instituto nacional de investigação agrária e veterinária

Ferreira, J. 2012. As bases da agricultura biológica. Tomo I. Produção Vegetal

Gonçalves, M.J.S. 1999. Gestão e Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos. Sua valorização para fins agrícolas pelo método de compostagem. Trabalho de doutoramento em Engenharia Agronómica, ISA, Lisboa. 412 pp.

Guillard, K., Griffin, G. F., Allison, D. W., Rafley, M. M., Yamartino, W. R. and Pietrzyk, S. W. 1995. Nitrogen utilization of selected cropping systems in the U.S. Northeast: I - dry matter yield, N uptake; apparent N recovery and N use efficiency. *Agronomy Journal*, 87: 193-190 pp.

Haug, R. T. 1993. The practical handbook of compost engineering

Haynes, R. J. 1986. The Decomposition process: Mineralization, Immobilization, Humus Formation, and Degradation. In *Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System*. R.J. Haynes (ed.), Academic Press, Physiological Ecology, London, UK, 52-126 pp.

Henz, G. P.; Suinaga, F. 2009. Tipos de alface cultivados no Brasil. Disponível em: http://www.cnph.embrapa.br/paginas/serie_documentos/publicacoes2009/cot_7_5.pdf. Consultado a: 25/06/2019

Hughes, E.G. 1980. The Composting of Municipal Wastes – in *Handbook of Organic Waste Conversion*, Edit. Michael WM Bewick, Van Nostrand Reinhold, Env. Engrs. Series (cit. Fernandes, 1999). Ordenamento, Universidade de Aveiro

Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, acedido a 13-2-2016, disponível em www.iniav.pt.

Jiménez, E. I. e V. P. Garcia. 1989. Evaluation of city refuse compost stability: a review. *Biol. Waste. Inter. Biodeg.*, 56: 101 – 108 pp.

Kantz, R., Wilson, B., Hogberg, G., Burton, S. e Robinson, J. 2009. Compost Temperature .URL:http://www.peaceforage.bc.ca/forage_facts_pdfs/FF_47_Compost_Temperature.pdf.

- Maas, E. & Hoffman, G. 1977. Crop salt tolerance: current assessment. Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE 103 (IR 2), 115-134 pp.
- Maroco, J. 2003. Análise de estatística com a utilização do SPSS (Vol. 2ª ed.). Lisboa: Edições Sílabo.
- Maroto, J. V. 1990. Horticultura para aficionados. Madrid: Mundi-Prensa;
- Maroto, J. V. 2002. Horticultura herbácea especial (5ª ed.). Seseña, Espanha: Artes Gráficas Cuesta, S.A.
- Martinez, H.E.P. 2002. O uso do cultivo hidropônico de plantas
- Matos, M.A.A. 2009. Tratamento Biológico Compostagem, in Tratamento e Gestão de resíduos Sólidos V/12, apontamentos teóricos da disciplina, Departamento de Ambiente
- Mustin, M. 1987. Le compost: gestion de la matière organique. Édition François Dubusc, Paris, 954 pp. (cit. Cunha Queda, 1999, cit. Cordeiro, 2010, cit. Gonçalves, 1999, cit. Teodoro, 2006).
- Oliveira, E.C.A, Sartori, R.H., Garcez, T. B. 2008. Compostagem, Programa de pós graduação em solos e nutrição de plantas. Universidade de São Paulo. Disponível em URL:http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Compostagem_000fhc8nfqz02wyiv80efhb2adn37yaw.pdf (consultado em Junho de 2018)
- Pereira Neto, J.T., 1996. Manual de Compostagem. UNICEF. Belo Horizonte. 56 pp.
- Piedade, M., Aguiar, P. 2010. Opções de Gestão de Resíduos Urbanos. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR, I. P.), Lisboa, 211 pp.
- Quelhas dos Santos, J. 2003. Interesse fertilizante e ecológico dos RSU. Frutas, Legumes e Flores. Julho / Agosto: 71 pp.
- Reis, M. 1997. Compostagem e caracterização de resíduos vegetais para utilização como substratos hortícolas, Dissertação apresentada na Universidade do Algarve, para efeito de prestação de Provas de Doutoramento. Faro
- Richard, T., Trautmann, N., Krasny, M., Fredenburg, S., & Stuart, C. 1996. The Science and Engineering of Composting. Retrieved 18/04/2017, 2017, from <http://compost.css.cornell.edu/science.html>

Rodrigues, M. A., Coutinho, J. F. 2000. Eficiência de utilização do azoto pelas plantas. Instituto Politécnico de Bragança

Rodrigues, M.S., Silva, F.C., Barreira, L.P. e Kovacs, A., 2006. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: Spadotto, C.A., Ribeiro, W. Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria. FEPAF. Botucatu. 63-94 pp.

Rodrigues, S. J. 2015. Cultura da Alface em Semi-Hidroponia. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Beja

Rosas, C. 2002. Compostagem. Disponível em: <http://www.confagri.pt/Ambiente/AreasTematicas/Solo>. Consultado em: 30 de Maio de 2018.

Rosas, C. 2005. Compostagem doméstica: Oportunidade de cidadania Disponível em: <http://www.confagri.pt/Ambiente/AreasTematicas/Solo/Documentos/Pages/doc68.aspx>

Russo, M.A.T. 2004. Introdução à compostagem de resíduos sólidos. Escola Superior de tecnologia e Gestão, Instituto Superior Politécnico de Viana do Castelo, 81 pp.

Santos, J. Q. 1995. Fertilização e Poluição – Reciclagem Agro-florestal de Resíduos Orgânicos. Scarpa Impressores, Portugal.

Santos, J. Q. 2001. Fertilização e Ambiente - Reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes. Mem Martins: Publicações Europa-América.

Santos, J.Q 1991. Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e corretivos. Coleção Euroagro. Publicações Europa América

Schmidt, S., Mason, M., Sangtean, T., Stewart, G.R. 2003. Do cluster roots of Hakea actities (Proteaceae) acquire complex organic nitrogen? Plant and Soil 248: 157-165 pp.

Sharma, V.K., M. Cauditelli, F. Fortuna and C. Cornacchia. 1997. Processing of urban and agroindustrial residues by anaerobic composting: review. Energ. Convers. Manage 38: 453-478 pp.

Silguy, C. 1994. L' Agriculture biologique, des techniques efficaces et non polluantes. Terre Vivante, France.

Silva L. 2003. Caracterização dos subprodutos da vinificação. Millenium. Volume 28.

Smith, L., Padel, S., Pearce, B. 2011. Soil carbon sequestration and organic farming: na overview of current evidence. Organic Research Centre, Elm Farm, Hamstead Marshall, Newbury, Berkshire, Wales, 14 pp.

Stollella, P. & Kahn, B. (eds.), Utización de compost en sistemas de cultivo hortícola.

Taiwo, L. B., Oso, B. A. 2004. Influence of composting techniques on microbial succession, temperature and pH in a composting municipal solid waste. African Journal of Biotechnology 3 (4), 239-243 pp.

Teodoro, A.I.M. 2006. Obtenção de Produtos Compostados de Elevada Qualidade para Utilização em Agricultura Biológica. Relatório do Trabalho de Fim de Curso de Engenharia do Ambiente, ISA, Lisboa, Portugal. 50 pp.

Trindade, H. 1997. Fluxos e Perdas de Azoto em Explorações Forrageiras de Bovinicultura Leiteira no Noroeste de Portugal. Tese de Doutoramento, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 213 pp.

Turovskiy, I. S. and Mathai, P. K. 2006. Wastewater sludge processing Wiley- Interscience.

Vallini, G. 1995a. Compost. In: Dizionario dell'ambiente, Ed. Gamba, G., Martignetti, G., ISEDI, UTET Libreria, Torino: 173-174 (cit. Cunha Queda, 1999).

Vallini, G. 1995b. Il Compostaggio. In: La protezione dell'ambiente in Italia. Ed. Bertini, I., Cipollini, R., Tundo, P. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Società Chimica Italiana e Consorzio Interuniversitario Chimica per l'Ambiente. Bologna: 83-134 pp. (cit. Cunha Queda, 1999).

Varenes, A. 2003. Produtividade dos solos e ambiente. Escolar Editora, Portugal.

Vilão, R., Venâncio, C., Sousa, A., Gervásio, I., Liberal, P., Carvalho, T. 2010. Relatório do estado do ambiente 2009. Agência Portuguesa do Ambiente, Amadora, 196 pp.